



Thiago Cesar Lima Silveira

Impacto do corte das macrófitas aquáticas *Schoenoplectus californicus* e *Typha domingensis* sobre a fauna de macroinvertebrados: subsídios para o extrativismo sustentável.

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal, Instituto de Biociências da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Biologia Animal.

Área de Concentração: Biodiversidade

Orientadora: Dr^a. Norma Luiza Würdig

Co-orientador: Gilberto Gonçalves Rodrigues

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL
PORTO ALEGRE

2007

“Impacto do corte das macrófitas aquáticas *Schoenoplectus californicus* e *Typha domingensis* sobre a fauna de macroinvertebrados: subsídios para o extrativismo sustentável”. Autoria: Thiago Cesar Lima Silveira
Aprovada em _____

Dr^a Edélti Faria Albertoni

Dr^a Inga Ludmila Veitenheimer Mendes

Dr^a. Rosane Maria Lanzer

*“Tudo surgiu da água,
tudo é mantido pela água.”*

Goethe

Agradecimentos

Agradeço aos meus orientadores, Dr^a. Norma Luiza Würdig e Dr. Gilberto Gonçalves Rodrigues, pelo apoio e incentivo para a realização deste trabalho;

À Roberta pelo carinho, pelo companheirismo, pela ajuda em campo e auxílio na formatação final deste trabalho;

Aos meus pais, Maria Ione e Nilo Cesar, pelo apoio fundamental;

Aos meus irmãos, Bruno e Lucas, pelo apoio e pela descontração;

À Romarise e Roberto, pelo apoio, carinho, experiência e a ajuda fundamental em campo;

Ao Sr. Adão e família, pelo seu carinho, pelas agradáveis conversas em sua casa a beira da lagoa dos Quadros e por nos permitir transitar em sua propriedade para a realização dos trabalhos;

Ao Sr. Evaldo e família, pela receptividade e pela ajuda na compreensão do contexto socioambiental da região;

Ao Sr. Zeca Puji (*in memoriam*), que abriu as portas da sua propriedade nos possibilitando a realização deste trabalho;

Ao Rodrigo Favreto, Eng^o Agrônomo da FEPAGRO-Maquiné, pela amizade e pelo apoio fundamental para a concretização deste trabalho;

Aos colegas do Laboratório de Invertebrados Bentônicos Camila, Vera, Fernando, Simone, Suzana e Flávio pelo agradável convívio e auxílio nas atividades de laboratório;

Aos colegas do laboratório do Departamento de Ecologia; André Frainer, Verônica Sidow, Cecília Nin, Eduardo Ruppenthal e Andréia Turcati pela amizade, agradável convívio e auxílio nas atividades de laboratório;

Ao Dr. Bruno Irgang (*in memorian*), pela orientação e experiência de vida que contribuíram para a formatação do projeto, discussão dos resultados obtidos e demais trabalhos relacionados;

À Dr^a. Inga Mendes, Dr^a. Maria Cristina Pons da Silva, Dr^a. Paula Araújo pelo auxílio na identificação taxonômica das espécies;

Aos amigos, que sem eles a realização deste trabalho não seria possível: Joana Bassi, Guilherme Fuhr, Carolina Michelin, Cristófer Ramos, Júlia Coelho, Marília Souza, Tatiana Beras, Carolina de Oliveira e demais colegas do DESMA e da comunidade de Maquiné;

Ao Núcleo de Estudos em Desenvolvimento Sustentável e Mata Atlântica – DESMA, pelo apoio ao projeto, em especial às amigas Gabriela Coelho de Souza e Rumi Kubo por acreditarem neste trabalho;

À Ação Nascente Maquiné - ANAMA pelo apoio e pela tarefa de representá-la frente ao Comitê da Bacia Hidrográfica do rio Tramandaí;

A todos os professores e funcionários do Programa de Pós Graduação em Biologia Animal/UFRGS, Programa de Pós Graduação Ecologia/UFRGS e Instituto de Biociências;

A FEPAGRO – Maquine, por ceder alojamento e a estrutura do laboratório ;

A Capes pela bolsa de mestrado concedida;

Ao Cnpq pelo suporte financeiro ao projeto.

Resumo	1
Abstract	2
Apresentação	3
Introdução	5
Referências	16
Capítulo 1	
Avaliação do distúrbio de corte em <i>Schoenoplectus californicus</i> (C.A. Mey.) Soják sobre a fauna de macroinvertebrados aquáticos	
Resumo	27
Introdução	28
Materiais e métodos	29
Área de estudo	29
Experimento de distúrbio sobre a fauna de macroinvertebrados aquáticos .	30
Amostragem dos macroinvertebrados aquáticos	31
Variáveis ambientais	32
Análise estatística	32
Resultados	34
Variáveis ambientais	34
Resposta dos macroinvertebrados aquáticos ao efeito de corte de <i>S.</i> <i>californicus</i>	34
Resposta dos grupos funcionais ao efeito do corte de <i>S. californicus</i>	36
Discussão	37
Conclusões.....	41
Capítulo 2	
Impacto do corte de <i>Typha domingensis</i> Pers.: resposta de macroinvertebrados aquáticos e regeneração vegetal.	
Resumo	61
Introdução	62
Materiais e métodos	64
Área de estudo	64
Experimento de impacto sobre a fauna macroinvertebrados aquáticos	65
Amostragem dos macroinvertebrados aquáticos	65
Variáveis ambientais	66

Regeneração e aspectos populacionais de <i>T. domingensis</i>	66
Análise estatística	67
Resultados	69
Resposta dos macroinvertebrados.....	69
Resposta dos grupos funcionais	71
Regeneração de <i>T. domingensis</i>	72
Discussão.....	73
Conclusões.....	77
Referências	78
Considerações finais	95
ANEXOS	97
APÊNDICES.....	102

Resumo

Este estudo foi conduzido em um banhado palustre dominado por *Typha domingensis* na várzea do rio Maquine e na beira da lagoa dos Quadros, colonizada do *Schoenoplectus californicus*. Ambos os locais estão situados na bacia hidrográfica do rio Maquiné, Planície costeira do Rio Grande do Sul, Sul do Brasil. Nestes locais são coletados rametes destas macrófitas como matéria prima para a confecção de artesanato, tendo importância econômica para as famílias da região. Áreas de banhado e beiras de lagoas são consideradas áreas de proteção permanente, tendo seu uso restrito. A pesquisa foi conduzida com o objetivo de se avaliar a resposta da fauna de macroinvertebrados frente ao corte destas macrófitas aquáticas em um experimento de campo e a regeneração vegetal. Os resultados apontam para uma fraca resposta da fauna de macroinvertebrados frente ao distúrbio de corte. As características do distúrbio de corte realizado como a intensidade, frequência e escala podem não ter sido suficientes para causar uma mudança perceptível. A rápida regeneração vegetal pode ter possibilitado a fraca resposta dos macroinvertebrados. Além disso, é discutido que variáveis ambientais foram importantes durante a condução dos experimentos.

Abstract

This study was executed in a wetland, dominated by *Typha domingensis* at the Maquine river mouth and in a shore colonized by *Schoenoplectus californicus* at the Quadros' lake. Both places are located at the Maquiné river basin, on Rio Grande do Sul coastal plain, southern Brazil. Macrophyte branches are used in those places as raw material for craftworks, being an important income source for local people. Shallow lakes and lake shores are legally considered as natural protected areas and by so have restrictions on its use by humans. This research aimed to detect if the benthic macroinvertebrates respond to the macrophytes cut and to the vegetal regeneration in field experiments. Results indicate that benthic macroinvertebrates had a weak response to the cut disturbance event. Cut events characteristics such as intensity, frequency and scale of action may have not being strong sufficient to promote a noticeable change. Fast vegetal regeneration may have also acted promoting the weak benthic macroinvertebrates response to the disturbance event, corresponding to high system resilience.

Apresentação

Este trabalho teve início em 2005 e faz parte dos requisitos para a obtenção de título de mestre em Biologia Animal pelo programa de Pós-Graduação em Biologia Animal da Universidade Federal do Rio Grande do Sul (PPG-BAN/UFRGS).

A dissertação inicia-se com uma introdução geral, onde o estudo é contextualizado desde os aspectos teóricos e regionais que embasaram as questões científicas desta pesquisa. Na seqüência, são apresentados dois capítulos, em forma de artigos científicos, referentes aos trabalhos realizados durante o período. Após os capítulos 1 e 2 são apresentadas as considerações finais deste estudo, documentos anexos e apêndices.

O capítulo 1 constitui-se em um artigo intitulado “Avaliação do distúrbio de corte em *Schoenoplectus californicus* (C.A. Mey.) Soják sobre a fauna de macroinvertebrados aquáticos”, estudo realizado em uma porção de da lagoa dos Quadros, uma lagoa costeira do Rio Grande do Sul. A seguir é apresentado capítulo 2, “Impacto do corte de *Typha domingensis* Pers.: resposta de macroinvertebrados aquáticos e regeneração vegetal”, estudo conduzido na várzea do rio Maquiné, uma importante bacia na região de estudo. Os artigos apresentados serão enviados para a revista Hydrobiologia.

A seguir, na seção de anexos, foram adicionadas imagens do extrativismo de macrófitas, produtos artesanais, metodologia de coleta, amostrador e locais de estudo que não foram incluídos no corpo dos artigos por não se adequarem às normas exigidas pela revista de publicação científica.

Posteriormente, na seção de apêndices, foram adicionadas as normas de publicação para a revista Hydrobiologia e duas publicações importantes relacionadas ao presente trabalho. Estas publicações foram produzidas

concomitantemente ao período de execução da dissertação, são elas: "Crescimento, Produção Primária e Regeneração de *Typha domingensis* Pers.: Elementos para Avaliação do Uso Sustentável da Espécie", aceita para publicação como nota científica na Revista Brasileira de Biosciências; e "JUNCO - *Scirpus californicus* (C.A. Meyer) Steud." como capítulo em "COB. (Org.). Plantas do Futuro - Região Sul.", publicação do Ministério do Meio Ambiente.

Os resultados parciais desta pesquisa foram apresentados com caráter de atividade de extensão no "1º Seminário de uso Sustentável da Mata Atlântica: geração de renda para a agricultura familiar" em abril de 2006 e também em atividades de extensão, através de uma cartilha sobre o uso de plantas aquáticas e cipós, direcionada à comunidade da região de estudo. Além de uma publicação no Boletim da Sociedade Brasileira de Limnologia intitulada "Macroinvertebrados aquáticos e o licenciamento ambiental". Este estudo fez parte do projeto "Avaliação e promoção de alternativas produtivas sustentáveis para agricultores familiares tradicionais na região de Encosta Atlântica do Estado do RS" financiado pelo Cnpq-CT/Agro/2004 e realizado junto ao Núcleo de Estudos em Desenvolvimento Rural Sustentável e Mata Atlântica – DESMA, em parceria com a UFRGS, ANAMA, PGDR e FEPAGRO.

Por fim, registro que este trabalho atende aos propósitos gerais do projeto, que visa o incentivo e o desenvolvimento de atividades sustentáveis regulamentadas dos recursos naturais da região, possibilitando o desenvolvimento de ferramentas de avaliação de impacto, monitoramento de atividades socioeconômicas alternativas sustentáveis para a agricultura familiar.

Introdução

Existem muitos conceitos de perturbação na área da ecologia, e para chegarmos a uma definição neste ramo deve-se levar em consideração o que é “normal” em uma comunidade. Para SOUSA (1984), perturbações em comunidades são eventos não freqüentes e irregulares que causam mudanças em condições anteriores próximas ao equilíbrio. Segundo PICKET & WHITE (1985), são consideradas perturbações eventos relativamente discretos que podem causar uma interrupção na estrutura do ecossistema, comunidade ou população e mudança nos recursos, disponibilidade de substrato ou ambiente físico.

Levando em consideração o que é normal dentro de um ecossistema, alguns eventos que ocorrem naturalmente não podem ser considerados perturbações, pois fazem parte da dinâmica temporal e espacial de um determinado sistema. Por exemplo, a oscilação do nível da água, o revolvimento do sedimento por um peixe de grande porte no fundo de um banhado, a queda de uma árvore em uma floresta ou impacto de aves sobre organismos bentônicos em um banhado não seriam considerados perturbações, sendo eventos estocásticos trazendo mudanças mensuráveis e esperadas nestas situações (CREED, 2006). Obviamente, o entendimento do que é normal vem de estudos prévios considerando a dinâmica espacial e temporal de um sistema.

Os distúrbios ocorrentes em florestas tropicais, recifes de corais, riachos e na vegetação de banhados são muitas vezes de natureza diferente. No entanto, independente do tipo de ambiente avaliado, as mudanças nos ambientes estão condicionadas a três fatores: intensidade, freqüência e área

(SOUSA 1984; McCabe & Gotelli 2000). O aumento da intensidade de uma perturbação pode remover mais indivíduos, mais espécies e /ou mais recursos. Se frequência dos distúrbios for maior que a taxa de exclusão competitiva, a diversidade pode se manter alta (CONNEL 1978; HUSTON 1979,) e o aumento da área pode reduzir a colonização de organismos de áreas adjacentes (SOUSA 1984; MCCABE & GOTELLI 2000).

As perturbações em ecossistemas são compostas por dois eventos consecutivos: o próprio distúrbio, quando as forças são aplicadas (intensidade, área e frequência) e a resposta da biota afetada pela força do distúrbio (LAKE 2000, 2003). A resposta da biota frente ao distúrbio pode variar, dependendo do tipo de distúrbio aplicado, que são classificados em: pulso, pressão e gradual (Fig.1) (BENDER et al 1984). Por parte da biota, ela será pode ser

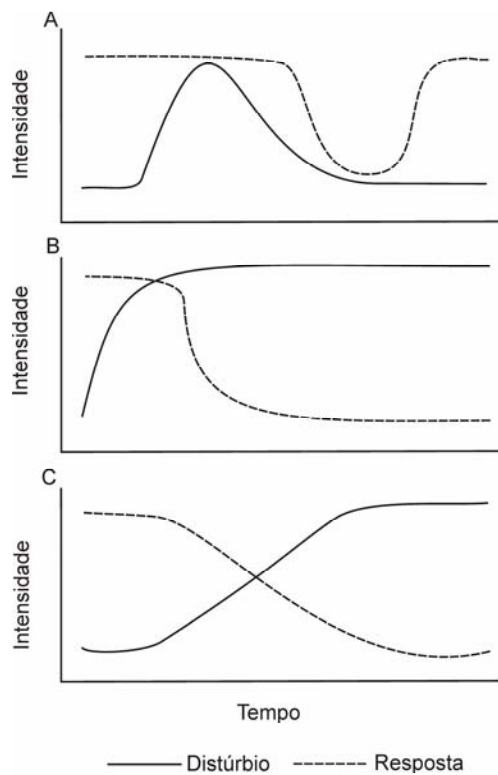


Figura 1: Três tipos de perturbação. A, pulso; B, pressão ;C, gradual. Modificado de Lake (2002).

modificada em diferentes intensidades. Atributos como resiliência e resistência vão se contrapor às forças da perturbação e dependendo de cada situação será possível visualizar diferentes perfis de resposta frente a distúrbios ambientais, influenciando a riqueza, diversidade e abundância de espécies.

O Brasil é considerado um país megadiverso, por possuir a maior biodiversidade do mundo e possuir em seu território mais de 50% das áreas úmidas da América Latina (NARANJO 1995; MITTERMAIER et al. 1992) podendo ainda ser maior (MALTCHIK 2003). Segundo TINNER (1999), os banhados são os ecossistemas mais produtivos do mundo e por apresentarem uma composição em forma de manchas, com diferentes tipos de vegetação, abrigam uma grande diversidade de organismos. Além disso, as áreas úmidas prestam serviços de valores exorbitantes para homem, principalmente na potencial possibilidade de seqüestro de carbono em quantidades significativas, proteção contra erosão e atenuação de cheias (CABRERA & FABRIS 1948; ROULET 2000).

Está previsto na legislação brasileira (CONAMA. Resolução nº 303I de 2002) que áreas de banhados e margens de corpos hídricos são áreas de proteção permanente, tendo seu uso restrito. No entanto, o que é constatado é que os ambientes aquáticos têm sido os mais degradados (SANTAMARÍA & KLASSEN, 2002), sendo que mais da metade dos ecossistemas de banhado e áreas úmidas do mundo desapareceram no último século devido à expansão das cidades e das áreas para produção agrícola (SHINE E KLEMM 1999).

No contexto da proteção e conservação ambiental, com o intuito de implementar práticas sustentáveis, e tendo como pano de fundo a crescente devastação dos nossos ecossistemas, se torna necessário o desenvolvimento

de ferramentas para avaliação ambiental. Estas ferramentas de avaliação ambiental vão desde a tipificação de áreas úmidas com base na vegetação aquática (MALTHICK et al 2004), avaliações rápidas de habitat (CALLISTO et al. 2002) e o desenvolvimento de metodologias para o monitoramento de impactos ambientais com base na fauna de macroinvertebrados aquáticos (KERANS & KARR 1994). RODRIGUES et al (2006), demonstram a necessidade da utilização de macroinvertebrados aquáticos no licenciamento ambiental, o que implica em metodologias mais consistentes que contribuam para aplicação da legislação.

Os macroinvertebrados compõem o grupo de animais aquáticos que podem ser visualizados a olho nu (EATOM 2003). Eles fazem parte de todos os níveis tróficos com uma atuação ecológica bem diversa em ecossistemas aquáticos (CUMMINS & KLUG 1979). São exemplos de macroinvertebrados encontrados em água doce: platelmintos, nematóides, anelídeos, hirudíneos, moluscos, crustáceos, ácaros e insetos. A importância da presença de macroinvertebrados para os ecossistemas aquáticos, no que se refere ao fluxo de energia e ciclagem de nutrientes, entre outros, é dada ao fato que estes participam no processo de decomposição da matéria orgânica, reduzindo o tamanho das partículas, e por serem uma importante fonte de alimento para níveis tróficos superiores, como os peixes e aves (KRULL 1970; ESTEVES 1998; RODRIGUES & HARTZ, 2000).

A distribuição espacial da comunidade de invertebrados em um ecossistema aquático é muito heterogênea e está relacionada à disponibilidade de alimento, tipo de sedimento (orgânico, arenoso, argiloso,...), substrato (pedra, madeira,...), temperatura do meio, oxigênio dissolvido e gás sulfídrico (ESTEVES 1998; WEATHERHEAD & JAMES 2001; McABENDROTH 2005).

Na maioria dos ambientes aquáticos continentais a distribuição do zoobentos é, freqüentemente, heterogênea. Horizontalmente, observa-se nítida diferenciação na diversidade de espécies e na estrutura das comunidades da região litorânea e profunda. Na região litorânea observa-se uma maior diversidade de cadeias alimentares de organismos, ao passo que, na uniformidade da região profunda de lagos observa-se uma menor diversidade de cadeias alimentares (ESTEVES 1998). Existe uma forte ligação entre diversidade e biomassa de invertebrados em relação à vegetação aquática (DVORÁK 1996; OLSON et al 1999; SZALAY et al 2000; WEATHERHEAD & JAMES 2001;), onde estes consomem parte do material vegetal provido pelas plantas aquáticas e o perífiton aderido a estas (ALBERTONI et al 2001; GONÇALVES JR. et al 2004).

A complexidade espacial é um dos fator que influenciam a diversidade de macroinvertebrados e refere-se à disposição espacial e ao arranjo de diferentes elementos morfológicos, estando principalmente relacionada à vegetação (BROW 1991). Comunidades de macrófitas aquáticas compõem estruturas de habitat em que sua complexidade espacial está altamente ligada à abundância e a estrutura espacial das comunidades de macroinvertebrados (DOWNING, 1991). Ambientes colonizados por macrófitas aquáticas fornecem aos macroinvertebrados proteção contra predadores e fonte de alimento para organismos raspadores, detritívoros e predadores (OERTLI & LACHAVANNE 1995; SHAFFER1998; ALBERTONI et al 2001).

Por ser um grupo de animais em que sua maioria tem pouca mobilidade, os macroinvertebrados bentônicos constituem o grupo mais usado na detecção e mensuração de impactos ambientais de origem antrópica em ecossistemas

aquáticos. Na literatura são listadas vantagens e desvantagens para uso de macroinvertebrados no monitoramento ambiental. Dentre as vantagens e desvantagens destaca-se, segundo ROSEBERG & RESH (1992) e BRADIMARTE (2004): Vantagens - a diversidade de formas de vida e de habitat, mobilidade limitada, grande número de espécies presentes, possibilidade de toda a comunidade responder à alterações ambientais, espécies com ciclo de vida longo, facilidade do uso em manipulações experimentais, equipamentos de amostragem simples. Desvantagens - a dificuldade na obtenção de amostras quantitativas; o tipo de substrato influencia na amostragem, que muitas vezes inviabiliza a uniformidade dos resultados; aparentemente não respondem a todos os tipos de impactos e alterações na qualidade da água; falta de conhecimento auto-ecológico das espécies e a dificuldade na identificação de certos grupos taxonômicos.

Considerando as características favoráveis para uso da fauna de macroinvertebrados no monitoramento de impactos ambientais, é ampla a quantidade de trabalhos realizados com este enfoque em diferentes ecossistemas aquáticos (riachos, lagos e áreas úmidas)(NEUBERT & CASWELL 1997; FRID et al 1997; PONTASH & BRUSVEN 1998; SZALAY & RESH 2000; MARTIN & NEELY 2001; BURTON et al 2002; NEDEAU 2003; KOSTECKE et al 2005;). No entanto, quando se utiliza somente a análise de macroinvertebrados no monitoramento ambiental, pode-se não obter a resposta esperada para a avaliação de um distúrbio ambiental. Portanto, torna-se necessário o uso de diferentes metodologias para mensuração de impactos (em nível de organismo, população, comunidade e ecossistemas) com o objetivo de se compreender

melhor a magnitude dos distúrbios validando ou não a sustentabilidade de uma atividade frente aos órgãos de fiscalização ambiental (RODRIGUES et al 2006).

Considerando as características geomorfológicas da Planície Costeira do Rio Grande do Sul, são criadas condições para existência de diversos banhados lacustres e palustres associados às lagoas e lagoas costeiras (RAMBO, 2000). Atualmente, as áreas úmidas da Planície Costeira do Rio Grande do Sul estão sob alta pressão. As principais atividades da região são as de empreendimentos imobiliários e agrícolas, principalmente o cultivo de arroz, e segundo a estimativa de alguns pesquisadores, aproximadamente 90% dos banhados da região tenham sido destruídos (PANATTA et al 2006). Devido à transição de ambientes apresentada pela planície costeira, juntamente com fatores abióticos que a região está sujeita, cria-se um ambiente complexo e sensível, com alto grau de interferência humana (VILLWOCK 1986).

Os corpos lagunares da Planície Costeira do Rio Grande do Sul são os resultados da deposição de sedimentos marinhos resultantes de transgressões ocorridas por volta de 5000 anos atrás. Os processos eólicos, marinhos, lagunares, fluviais e atividades humanas são fatores que condicionaram a existência destas lagoas (VILLWOCK 1986; TOMAZELLI, 1991). A formação geológica da Planície Costeira é de origem sedimentar dos períodos Holecênicos – Pleistocênicos (VILLWOCK 1986).

O clima é subtropical úmido, Cfa, segundo a classificação de Köpen (MORENO 1961), com temperaturas médias acima de 22°C no mês mais quente e entre 13 e 15°C no mês de temperatura mais baixa (NIMER 1990). Com uma extensão de 640 km, apresenta uma paisagem com características de áreas de

Restinga. Estas áreas se encontram com altitudes não maiores que 20 m (HASENACK & FERRARO 1989). A área abrangida por esta formação é de 39.640 Km², sendo que 39% desta área é formada por corpos lagunares de importância ecológica e econômica, além de banhados lacustres e palustres (WÜRDIG 1984; RAMBO 2000).

O município de Maquiné está localizado na porção norte da Planície Costeira do estado e encosta atlântica do Rio Grande do Sul (figura 2). O município possui 7000 habitantes (IBGE 2002), onde cerca de 70% destes encontra-se na zona rural (ANAMA/PGDR). A estrutura fundiária do município é caracterizada pela predominância de pequenas propriedades rurais. Salienta-se que aproximadamente 70% dos estabelecimentos têm área inferior a 20 ha, sendo que estes ocupam apenas 20% da área total, permitindo afirmar que a maioria das propriedades inseridas no município são consideradas familiares (ANAMA/PGDR).

O município de Maquiné está inserido da Bacia Hidrográfica do Rio Maquiné (BHRM), que possui uma área de 546 Km² (BECKER et al 2004). A região é uma área de transição entre a planície costeira, composta por ecossistemas lacustres e áreas úmidas, Floresta Ombrófila Mista e Floresta Ombrófila Densa e os Campos de Cima da Serra, cujas altitudes máximas atingem até 900 metros. Os municípios que fazem limite com o município de Maquiné são: São Francisco de Paula (ao norte), Osório (ao sul), Capão da Canoa e Terra de Areia (a leste), Riozinho, Rolante e St^o. Antônio da Patrulha (a oeste).

Na área do município, principalmente os vales, os recursos naturais disponíveis são aproveitados de diferentes formas, dentre eles podemos destacar as atividades agrícolas, pecuárias e o extrativismo de essências nativas da região. Temos como exemplos de espécies alvo do extrativismo na região a samambaia-preta (*Rumohra adiantiformis*), palmito (*Euterpe edulis*), epífitas e as macrófitas aquáticas taboa, junco e tiririca (*Typha domingensis*, *S. californicus*, *Cyperus prolixus*) (Apêndice 3).

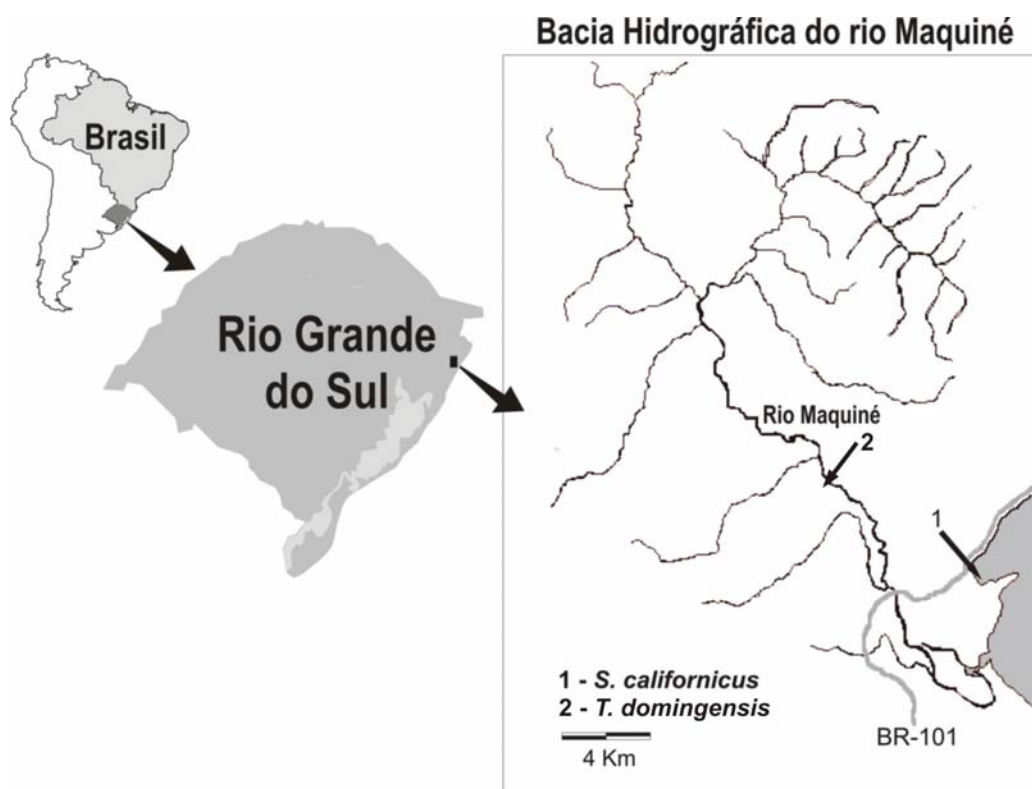


Figura 2: Mapa de localização do município de Maquine, Bacia Hidrográfica do rio Maquine, RS, Brasil. 1, área de estudo em *Typha domingensis*; 2, localidade de estudo de *Schoeplectus californicus*.

A vegetação de banhados e da zona litoral de lagoas é caracterizada por uma grande diversidade de plantas aquáticas, onde genericamente são denominadas de macrófitas aquáticas. O termo “macrófitas aquáticas” foi definido por IRGANG & GASTAL (1996) “...vegetais visíveis a olho nu com partes fotossinteticamente ativas permanentemente, ou por diversos meses, todos os

anos, total ou parcialmente submersas em água doces, salobra, e podendo ainda ser flutuantes”. ESTEVES (1998) classificou cinco hábitos de macrófitas aquáticas: emergentes, com folhas flutuantes, submersas enraizadas, submersas livres e flutuantes (fig.3).

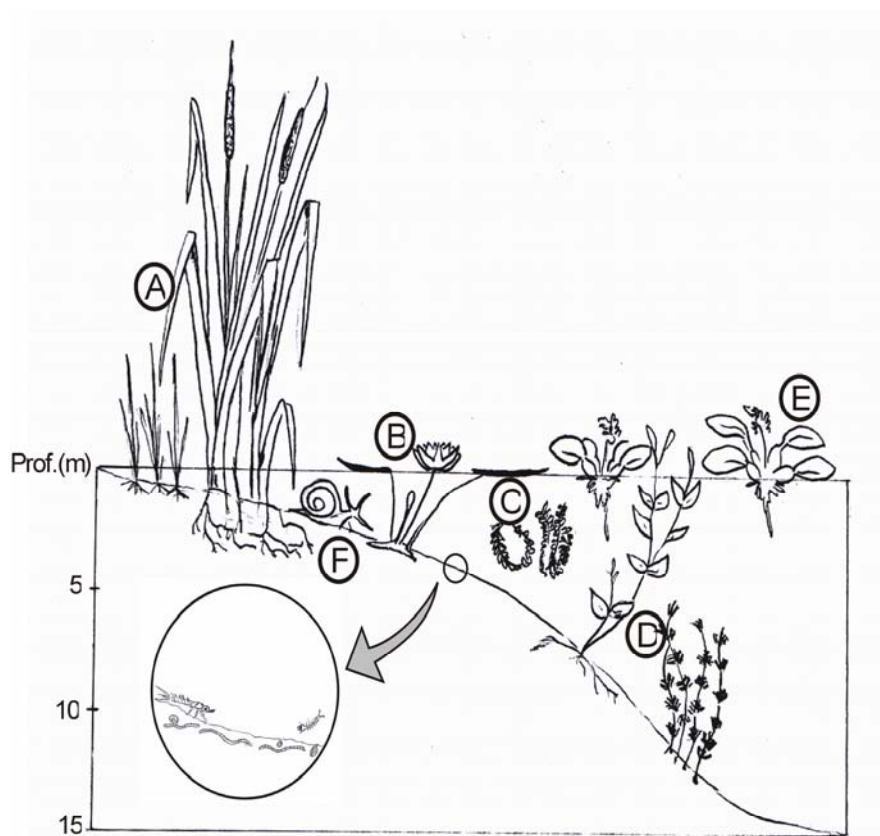


Figura 3: Perfil da zona litorânea de um lago hipotético com os diferentes tipos de macrófitas. A, emergentes; B, enraizadas com folhas flutuantes; C, submersas livres; D, enraizadas submersas; E, flutuantes; F, macroinvertebrados (modificado de ESTEVES, 1998).

Typha domingensis é uma espécie que está presente em diversos ecossistemas aquáticos brasileiros e está presente na planície costeira do Rio Grande do Sul. Conhecida popularmente por Taboa, esta macrófitas aquática é

uma espécie rizomatosa, perene, podendo ser palustre ou aquática emergente. No ambiente, costuma apresentar-se em densos estandes ocorrendo em várzeas úmidas, lagos, lagoas, canais e margens de rios, sendo muito comum em quase todo o território Brasileiro (HOENNE 1948; KISSMANN 1997). Em alguns casos é considerada uma espécie indesejada devido ao seu comportamento invasor e por ser de rápido crescimento (LORENZI, 1991; KOSTECKE et al 2005).

A macrófita aquática *Schoenoplectus californicus*, é abundante na Planície Costeira do Rio Grande do Sul. Esta espécie da família Cyperaceae, ocorre na América desde o sul dos Estados Unidos até a Patagônia, na Argentina. Morfologicamente é dotada de um rizoma lenhoso, robusto, coberto por escamas, dotada de colmos triangulares, de lados convexos ou quase arredondados com até 4 m de altura. Desenvolve-se em solos pantanosos, banhados e nas margens de rios e lagos e cresce em águas com mais de 1 m de profundidade (ROSSI & TUR 1976 *apud* GIOVANNINI 1997).

Na porção norte da planície costeira do Rio Grande do Sul, sul do Brasil, os rametes de *T. domingensis* e *S. californicus* são coletadas por agricultores e pescadores, em banhados e beiras de lagoa para confecção produtos artesanais (Anexo 1), e esta atividade é considerada um distúrbio. A coleta é feita de forma tradicional, realizando-se o corte dos rametes á uma altura de aproximadamente 30 cm (SILVEIRA et al 2006) (Anexo 2), deixando-as enraizadas permitindo seu rebrote. O material coletado é utilizado para confecção de peças artesanais por agricultores, constituindo-se em uma fonte de complementação de renda para estas famílias das encostas da serra e das

beiras das lagoas no litoral norte do Rio Grande do Sul (COELHO DE SOUZA 2003).

Considerando o contexto atual, este trabalho teve como objetivos: (i) Avaliar o impacto do corte das macrófitas aquáticas *T. domingensis* e *S. californicus* sobre a fauna de macroinvertebrados aquáticos e (ii) avaliar a resposta da vegetação frente ao corte experimental.

Referências

ANAMA, PGDR-UFRGS. 2000. **Diagnóstico socioeconômico e ambiental do município de Maquiné-RS: perspectivas para um desenvolvimento rural sustentável**. Relatório de Pesquisa, Fapergs, Porto Alegre, 106 p.

ALBERTONI, E.F; PALMA-SILVA, C. & ESTEVES, F. DE A. 2001. Macroinvertebrates associated with chara in a atropical coastal lagoon (Imboassica lagoon, Rio de Janeiro, Brazil). **Hydrobiologia**, Dordrecht, **457**: 215-224

BECKER, F. G.; IRGANG, G.V.; HASENACK, H.; VILLELA, F. & VERANI, N.F. 2004. Land cover and conservation state of a region in the southern limit of the Atlantic forest (River Maquiné Basin, Rio Grande do Sul, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, Rio de Janeiro, **64**(3b): 569-582.

BENDER, E. A.; CASE, T. J & GILPIN, M. E. 1984. Perturbation experiments in community ecology: theory and practice. **Ecology**, Washington, **65**(1): 1-13.

BRADIMARTE, A.L.; SHYMIZU, G.Y.; ANAYA, M. & KUHLMANN, M.L. 2004. Amostragem de invertebrados bentônicos. In: **Amostragem em Limnologia**. BICUDO, C. E. DE M. & BICUDO, D. DE C. (Orgs.), p. Rima, São Carlos. 371 p.

BROW, V.K. 1991. The effects of changes in habitat structure during succession in terrestrial communities, 141-168. In: BELL, S. S.; E.D. MCCOY; H. R. MUSHINSKY (Eds.). **Habitat structure: the physical arrangement of objects in space**. St. Edmundsbury Press. London. 438 p.

BURTON, T. M.; STRICKER, G. A. & UZARSKI, D. G. 2002. Effects of plant community composition and exposure to wave action on invertebrate habitat use of Lake Huron coastal wetlands. **Lakes & Reservoirs: Research and Management**, Carlton South, **7**: 255-269.

CABRERA, A.L. & FABRIS, H.A. 1948. **Plantas acuáticas de la Provincia de Buenos Aires**. Publicaciones Técnicas. Tomo V, n^o2.

CALLISTO, M.; FERREIRA, W. R.; MORENO, P. GOULART & PETRUCIO M. 2002. Aplicação de um protocolo de avaliação rápida de diversidade de habitats em atividades de ensino e pesquisa (MG-RJ). **Acta Limnologica Brasiliensia**, Belo Horizonte, **14**(1): 91-98.

COELHO DE SOUZA, G. 2003. **Extrativismo em uma área da reserva da Biosfera da Mata Atlântica no Rio Grande do Sul: um estudo etnobotânico em Maquiné**. Tese Doutorado. Programa de Pós-Graduação em Botânica – UFRGS, Porto Alegre, 160 p.

CONAMA. **Resolução nº 303 de 20/03/2002**. Dispõe sobre parâmetros, definições e limites de Áreas de Preservação Permanente. Diário Oficial da União, Brasília, publicada em 13/05/2002.

CONNEL, J. H. 1978. Diversity in tropical rain forests and coral reefs: High diversity of trees and coral reefs is maintained only in a nonequilibrium state. **Science**, Washington, **199**:1302-1310

CREED, J. C. 2006. Perturbações em Comunidades Biológicas. In: C. F. D. ROCHA; H. BERGALLO, M. V. SLUYS & M. A. S. ALVES (Orgs.). **Biologia da Conservação: essências** (Eds.). Rima, São Carlos. 512 p.

CUMMINS, K.W. & KLUG, M.J. 1979. Feeding ecology of stream invertebrates. **Annual Review of Ecology and Systematic**. **10**: 147-172.

DVORÁK, J. 1996. An example of relationships between macrophytes, macroinvertebrates and their food resources in a shallow eutrophic lake. **Hydrobiologia**, Dordrecht, **339**: 27-36.

DOWNING, J. A. 1991. The effect of habitat structure on the spatial distribution of freshwater invertebrate populations, 87-102. In: S. S. BELL,.; E.D. MCCOY & H. R. MUSHINSKY (Eds.). **Habitat structure: the physical arrangement of objects in space**. London: St. Edmundsbury Press, 438 p.

EATOM, D. P. 2003. Macroinvertebrados aquáticos como indicadores ambientais da qualidade de água, p 43-65. In: I. CALEM, JR.; R. REDERAM.; C., VALLADARES-PÁDUA (orgs). **Métodos de estudos em biologia da conservação & manejo da vida silvestre**. Curitiba, Ed. da UFPR; Fundação O Boticário de Proteção à Natureza. 667 p.

ESTEVEES, F. DE A. 1998. **Fundamentos de Limnologia**. Rio de Janeiro, Interciência, 602 p.

FRID, C. L. J., CHANDRASEKARA, W. U. & DAVEY, P. 1997. The restoration of mud flats invaded by common cord-grass (*Spartina anglica*, CE Hubbard) using mechanical disturbance and its effects on the macrobenthic fauna. **Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems**, Hoboken, **9**: 47-61.

GONÇALVES, J. F. JR.; SANTOS, A. M. & ESTEVES, F. DE A. 2004. The influence of the chemical composition of *Typha domingensis* and *Nynphaea ampla* detritus on invertebrate colonization during decomposition in Brazilian coastal lagoon. **Hydrobiologia**, Dordrecht, **527**: 125-137.

GIOVANNINI, S. G. T. 1997. **Estabelecimento e desenvolvimento das macrófitas aquáticas "*Scirpus californicus*, *Typha subulata* e *Zizaniopsis bonariensis*" sob condições experimentais de regimes hídricos diferenciados**. Dissertação (mestrado) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Instituto de Pesquisas Hidráulicas. Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, Porto Alegre. 153 p.

HASENACK, H. & FERRARO, L. W. 1989. **Considerações sobre o clima da região de Tramandaí, RS**. Pesquisas (22):53-70.

HOEHNE, F.C. 1948. **Plantas Aquáticas**. Secretaria da agricultura, São Paulo, 168p.

HUSTON, M. A. 1979. A general hypothesis of species diversity. **American Naturalist**, Chicago, **113**: 81–99.

IBGE, 2000. Censo demográfico Brasileiro . [on-line] Disponível na Internet via <http://www.ibge.gov.br/>. 21/01/2007.

IRGANG, B. E. & GASTAL JR, C.V. DE S. 1996. **Macrófitas aquáticas da Planície Costeira do RS**. Porto Alegre: S.N., 290 p.

KERANS, B.L. & KARR, J. R., 1994. A Benthic index of biotic integrity (B-IBI) for rivers of the Tennessee Valley. **Ecological Applications**, Washington, **4**(4): 768-785.

KOSTECKE, R. M., SMITH, L. M. & HANDS, H. M. 2005 Macroivertebrate response to cattail management at Cheyenne bottoms, Kansas, USA. **Wetlands**, Athens, **25**(3): 758-763.

KISSMANN, K. G. 1997. **Plantas Infestantes e Nocivas**. BASF, São Paulo. 825 p.

KRULL, J. N. 1970. Aquatic plant-macroivertebrate associations and waterfowl. **Journal of Wildlife Management**, Bethesda, **3**(34): 707-718.

LAKE, P.S. 2000. Disturbance, patchiness, and diversity in streams. **Journal of the North American Benthological Society**, Lawrence, **19**: 573–592.

LAKE, P.S. 2003. Ecological effects of perturbation by drought in flowing waters. **Freshwater Biology**, London, **48**: 1161-1172

LORENZI, H. 1991. **Plantas daninhas do Brasil: terrestres, aquáticas, parasitas, tóxicas e medicinais**. Editora Plantarum, 2^a ed., Nova Odessa, SP, 440p.

MALTCHIK, L., 2003. Three new wetlands inventories in Brazil. **Interciencia**, Chile, **28**(7): 421-423.

MALTHICK, L.; ROLON, A. A.; GUADAGNIN, D. L. & STERNET, C. 2004. Wetlands of Rio Grande do Sul, Brazil: a classification with emphasis on plant communities. **Acta Limnologica Brasiliensia**, Belo Horizonte, **16**(2): 137-151.

MARTIN, D. C. & NEELY, R. K., 2001. Benthic macroinvertebrate response to sedimentation in a *Typha angustifolia* L. wetland. **Wetlands Ecology and Management**, Netherlands, 9: 441-454.

MCABENDROTH, L.; RAMSAY, P.M.; FOGGO, A.; RUNDLE, S. D. & BILTON, D. T. 2005. Does macrophyte fractal complexity drive invertebrate diversity, biomass and body size distributions? **Oikos**, Copenhagen, **111**: 279-290.

MCCABE, D.J. & GOTELLI, N.J. 2000. Effects of disturbance frequency, intensity, and area assemblages of stream macroinvertebrates. **Oecologia**, Heidelberg, **124**: 270-279.

MORENO, J.A. 1961. **Clima do Rio Grande do Sul**. Secretaria da Agricultura do Estado do Rio Grande do Sul, Porto Alegre. 42 p.

MITTERMEIER, R. A.; AYRES, J. M.; WERNER, T. & FONSECA, G. A. B. 1992. O país da megadiversidade. **Ciência Hoje**, Rio de Janeiro, **14** (81): 20 – 27.

NARANJO, L. G. 1995. An evaluation of the first inventory of South American wetlands. **Vegetatio**, Heidelberg, **118**:125-129.

NEDEAU, E. J., MERRIT, R. W. & KAUFMAN, M. G. 2003 . The effect of an industrial effluente on an urban stream benthic community: water quality vs. habitat quality. **Environmental Pollution**, Amherst, **123**: 1-13.

NEUBERT, M. G. & CASWELL, H. 1997. Alternatives to resilience for measuring the responses of ecological systems to perturbations. **Ecology**, Washington, **78**(3): 653-665.

NIMER, E. 1990. Clima. p. 157-187. In: **IBGE. Geografia do Brasil: região Sul**. IBGE, Rio de Janeiro.

OERTLI, B. & LACHAVANNE, J. B., 1995. The effects of shoot age on colonization of a emergent macrophyte (*Typha latifolia*) by macroinvertebrate. **Freshwater Biology**, London, **34**: 421-431.

OLSON, E. J.; ENGSTRON, E. S.; DOERINGSFELD, M. R. & BELLING, R. 1999. The abundance and distribution of macroinvertebrates in relation to macrophyte communities in Swan Lake, Nicollet County, MN. **Conservation Biology Research Grants Program**.

PANATTA, P.; STENERT, C., FREITAS, S. M. F. DE & MALTCHIK, L. 2006. Diversity of chironomid larvae in palustrine wetlands of the coastal plain in the south of Brazil. **Limnology**, New York, **7**: 23-30.

PICKET, S. T. A. & WHITE, P. S., 1985. Natural disturbance and patch dynamics: an introduction. In S.T.A. PICKET & P.S. WHITE. (eds) **The ecology of natural disturbance and patch dynamis**. Academic press, New York.

PONTASH, K. W. & BRUSVEN, M. A., 1998. Diversity and community comparison indices: assessing macroinvertebrate recovery following a gasoline spill. **Water Research**, Lingby, **22**(5): 619-626.

RAMBO, B., 2000. **A Fisionomia do Rio Grande do Sul: ensaio de monografia natural**. 3ª ed. Unisinos, São Leopoldo. 173 p.

RODRIGUES, G.G.; HARTZ, S.M. 2000. Food dynamics of fish and the interaction with macroinvertebrates from a shallow lake from southern Brazil. **Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie**, Stuttgart, 6 (27): 3309-3314.

RODRIGUES, G.G.; SILVEIRA, T.C.L. ; BARBOSA, A.F. 2006. Macroinvertebrados Aquáticos e o Licenciamento Ambiental. **Boletim da Sociedade Brasileira de Limnologia**, **35**: 47-52.

ROSENBERG, D. M. & RESH, V. H., 1992. Introduction to Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates. In: D.M. ROSENBERG & V.H. RESH. **Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates**. Chapman & Hall, New York.

ROULET, N. T. 2000. Peatlands, carbon storage, greenhouse gases, and The Kyoto protocol: prospects and significance for Canada. **Wetlands**, Athens, **20**(4): 605-615.

SANTAMARÍA, L. & KLAASSEN, M., 2002. Waterbird-mediated dispersal of aquatic organisms: an introduction. **Acta Oecologica**, Paris, **23**: 115-119.

SILVEIRA, T.C.L. ; BASSI, J.B. ; RAMOS, C. ; TERME, C. M. ; FUHR, G. ; KUBO, R.R.; RODRIGUES, G. G.; MELLO, R.S.P.; SOUZA, G.C. DE ; IRGANG, B.E. 2006. JUNCO - *Scirpus californicus* (C.A. Meyer) Steud. In: COB. (Org.). **Plantas do Futuro - Região Sul**. 1 ed. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2006, p. 535-543.

SHAFFER, M. 1998. **Ecology of Shallow lakes**. London, Chapman & Hall, 357 p.

SHINE, C. & KLEMM, C. 1999. **Wetlands, water and the law. Using law to advance wetland conservation and wise use**. Ramsar Convention Bureau. Gland, Switzerland. 332 p.

SOUZA, W. P., 1984. Intertidal mosaics: patch size, propagule availability, and spatially patterns of succession. **Ecology**, Washington, **65**: 1918-1935.

SZALAY, F. A. DE & RESH, V. H. 2000 . Factors influencing macroinvertebrate colonization of seasonal wetlands: responses to emergent plant cover. **Freshwater Biology**, London, **45**: 295-308.

TINNER, R. W. 1983. **Wetland indicators**. Lewis. New York, USA. 392 p.

TOMAZELLI, L. J., 1991. **Contribuição ao estudo dos sistemas deposicionais holocênicos do nordeste da Província Costeira do Rio Grande do Sul, com ênfase no sistema eólico**. Porto Alegre: UFRGS, 1990. Tese de Doutorado em Geociências, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. 260 f

VILLWOCK, J. A., 1986. Geology of the coastal province of Rio Grande do Sul, southern Brazil, a Synthesis. **Quaternary of South America and Antartic Peninsula**. Ed. J.Rabassa, Roterndan. p. 79-97.

WEATHERHEAD, M. A. & JAMES, M. R., 2001. Distribution of macroinvertebrates in relation to physical and biological variables in the littoral zone of nine New Zealand lakes. **Hydrobiologia**, Dordrecht, **462**: 115-129.

WÜRDIG, N. L., 1984. **Ostracodes do sistema lagunar de tramandaí, RS, Brasil – sistemática, ecologia e subsídios à paleoecologia**. Porto Alegre: UFRGS. Tese de Doutorado, instituto de Geociências, Curso de Pós graduação em Geociências, 476 p.

Capítulo 1

Avaliação do distúrbio de corte em *Schoenoplectus californicus* (C.A. Mey.) Soják sobre a fauna de macroinvertebrados aquáticos.

T. C. L. Silveira^{1, 2*}; G. Coelho de Souza²; G. G. Rodrigues³ & N. L. Würdig⁴

¹Programa Pós-graduação em Biologia Animal, Lab. de Invertebrados Bentônicos, Departamento de Zoologia, IB, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Avenida Bento Gonçalves 9500, prédio 43435, sala 204. CEP 91501-971, Porto Alegre, RS, Brasil; ² DESMA, Núcleo de Estudos em Desenvolvimento Rural e Mata Atlântica, Ong Anama, Ação Nascente Maquiné/PGDR-UFRGS, Avenida João Pessoa 31, CEP 90040-000, Porto Alegre, RS, Brasil; ³ Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Colaborador convidado Departamento e Centro de Ecologia, IB, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Avenida Bento Gonçalves 9500, prédio 43422, sala 115, Porto Alegre, RS, Brasil CEP 91501-970; ⁴ Laboratório de Invertebrados Bentônicos, Departamento de Zoologia, IB, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Avenida Bento Gonçalves 9500, prédio 43435, sala 204. CEP 91501-971, Porto Alegre, RS, Brasil. *Autor para correspondência (e-mail: thiagoclsilveira@yahoo.com.br Telefone 051-3308 77 12, Fax 051- 3308-7696).

Este artigo não foi submetido a qualquer outra revista na integra ou em formato similar, nem será enviado a outra revista nos próximos três meses após a submissão para a revista Hydrobiologia.

Resumo: No Brasil, a região litorânea, principalmente margens de lagoas, são consideradas áreas de proteção permanente; no entanto, a extração da macrófita *Schoenoplectus californicus* é realizada para confecção de artesanato, como atividade econômica alternativa por comunidades associadas à estes ecossistemas. O objetivo deste estudo foi investigar o impacto do corte de *S. californicus* sobre a fauna de macroinvertebrados. Coletas de macroinvertebrados associados ao sedimento foram realizadas em 1 dia, 12, 26 e 60 dias após o distúrbio de corte em parcelas (1m²) cortadas e intactas em um experimento de campo na margem de uma lagoa costeira (Lagoa dos Quadros) no sul do Brasil. A riqueza de taxa, densidade e grupos funcionais foram avaliados nas áreas perturbadas e áreas controle. O número total de famílias não foi estatisticamente significativo, porém a densidade total de invertebrados, a densidade de Ceratopogonidae e a densidade de predadores foram significativas ($p \leq 0,05$) para a interação entre período de coleta e tratamento. A Análise de Similaridade verificou que os tratamentos foram similares para os diferentes períodos de coleta. Análise dos Componentes Principais identificou que o nível da coluna d'água foi a variável que mais influenciou a variação entre as amostras coletadas no experimento. Concluiu-se que o corte de *S. californicus*, na região de instalação do experimento e na intensidade do corte realizada, não afetou drasticamente os parâmetros mensurados da fauna de macroinvertebrados aquáticos. Concluiu-se que o corte em pequenas escalas nestas regiões, exerça poucos efeitos, pois a fauna de áreas adjacentes pode colonizar as áreas perturbadas rapidamente.

Palavras-chave: macroinvertebrados bentônicos, distúrbio, bioindicadores, manejo de áreas úmidas, *Schoenoplectus californicus*, extrativismo de produtos não-madeiráveis.

Introdução

Beiras de lagoas colonizadas por macrófitas aquáticas podem abrigar uma série de organismos (Esteves, 1998) e nestes ambientes os macroinvertebrados bentônicos são os mais abundantes na presença de vegetação aquática do que em áreas sem vegetação (Krull, 1970; McAbendroth et al, 2005), além de que as macrófitas aquáticas expressam importância ecossistêmica, por contribuir com nutrientes para cadeia de detritos (Santos & Esteves, 2006). Comunidades de macrófitas aquáticas são importantes estruturadoras de ambientes aquáticos, pois compõem estruturas de habitat que geram complexidade espacial (Downing, 1991) essencial para a diversidade e biomassa de invertebrados (McAbendroth et al, 2005). Além disso, ambientes colonizados por macrófitas aquáticas fornecem aos macroinvertebrados proteção contra predadores e fonte de alimento para organismos raspadores, detritívoros e predadores (Oertli & Lachavanne, 1995; Shaffer, 1998).

A presença de macrófitas emergentes viabiliza a presença de macrófitas com outros hábitos (e.g. flutuantes enraizadas e flutuantes livres) que, por possuírem diferentes estruturas, podem comportar diferentes abundâncias e diversidades de macroinvertebrados aquáticos (Olson et al, 1999; Kurashov et al, 1996; Dejoux, 1983; McAbendroth et al, 2005). *Scirpus. cubensis* desempenha papel importante em ecossistemas aquáticos, segundo o estudo realizado por Correia & Trivinho-Strixino (1998). As formações avaliadas de *S. cubensis* possibilitaram a colonização de diversos táxons associados, além de que a macrófita possuiu um importante papel na cadeia de detritos para o sistema avaliado.

Os invertebrados aquáticos vêm sendo amplamente utilizados em

estudos de biomonitoramento de impactos ambientais em diferentes ecossistemas aquáticos e com diferentes fontes de distúrbios (Bradt et al, 1999; Burton et al, 2002; Gleason et al, 2003; Kostecke et al, 2005; Rehage & Trexler, 2006). O biomonitoramento utilizando a fauna de macroinvertebrados constitui-se em uma importante ferramenta para os órgãos de fiscalização ambiental (Rodrigues et al, 2006), pois estes podem responder de diferentes formas a diferentes distúrbios ambientais e, por possuírem um grande número de espécies, fornecem um amplo espectro de respostas a estresses ambientais (Rosenberg & Resh, 1992).

Portanto, considerando a importância da macrófita aquática *S. californicus* para o ambientes aquáticos e o potencial uso de macroinvertebrados aquáticos no monitoramento de impactos ambientais, o objetivo deste estudo foi avaliar a influência do distúrbio de corte da macrófita aquática *Schoenoplectus californicus* sobre a fauna de macroinvertebrados aquáticos em uma área litorânea de uma lagoa costeira no sul do Brasil.

Materiais e métodos

Área de estudo

O estudo foi realizado no litoral norte do estado do Rio Grande do Sul, sul do Brasil (Fig.1). A bacia hidrográfica do rio Maquiné possui uma superfície aproximada de 546 Km², desaguando na lagoa dos Quadros, fazendo parte da Bacia do Rio Tramandaí, sendo uma área de transição entre a planície costeira e as encostas da Serra Geral, cujas altitudes máximas atingem até 900 metros (Becker et al, 2004). O experimento foi realizado em um ponto da margem oeste da lagoa dos Quadros (29°41'30"S – 50°08'29,8"O) (Anexo 3), uma lagoa costeira de 120 Km² de área (Delaney, 1965). Este local foi escolhido

devido à presença abundante de *S. californicus*, facilidade de acesso e apoio logístico.

Schoenoplectus californicus (C.A. Meyer) Soják, sinonímia *Scirpus californicus* (C. A. Meyer) Steudel, é conhecida comumente como junco. Esta macrófita aquática emergente pertencente à família Cyperaceae, possui rametes aéreos lineares ocorrendo em ambientes aquáticos no continente Americano, ocorrendo tanto na costa do Pacífico e na costa Atlântica, também ocorrendo no Hawaii, Ilhas Austrais e ilhas do Oeste (Macía & Balslev, 2000). Com o intuito do uso sustentável de *S. californicus*, alguns povos cultivam esta espécie (Banack et al 2004), outros a utilizam como fonte de renda na confecção de utensílios e peças de artesanato (Anexo 1 e Apêndice 2) (Macía & Balslev, 2000).

Margens de lagoas são consideradas áreas de proteção permanente pela legislação brasileira (CONAMA, Resolução nº 303), portanto têm uso restrito. No entanto, agricultores tradicionais do litoral norte do estado do Rio Grande do Sul, Brasil coletam nestas áreas rametes de *S. californicus*, utilizado como matéria prima para confecção de artesanato. Esta atividade consiste em uma importante fonte alternativa de renda para estas comunidades (Coelho de Souza, 2003, Silveira et al, no prelo). Esta macrófita aquática é muito utilizada por povos da América Latina sendo fundamental para estas comunidades que vivem próximas aos lagos onde ela ocorre (Macía & Balslev, 2000).

Experimento de distúrbio sobre a fauna de macroinvertebrados aquáticos

Para mensurar o impacto do corte de rametes de *S. californicus* sobre os invertebrados aquáticos foram delimitadas quatro parcelas de 2,5m x 5m em

um transecto paralelo à margem. A distância entre cada parcela foi de aproximadamente 2m. Em cada parcela foram delimitadas oito sub-parcelas de 1m² cada (Fig.2). Em quatro parcelas foi feito o corte da macrófita, a uma altura de aproximadamente 30 cm do rizoma, e as quatro restantes foram mantidas intactas como controles (anexo 4). Os cortes foram realizados 21 de junho de 2005 e o experimento teve uma duração de 60 dias, a partir desta data. A densidade de rametes de *S. californicus* foi obtida a partir da contagem de todos os rametes contidos em quatro sub-parcelas controle (1m²), amostradas na primeira coleta.

Amostragem dos macroinvertebrados aquáticos

Após o corte, foram sorteadas as parcelas para coleta de macroinvertebrados aquáticos em cada período transcorrido: 24 horas, 12 dias, 26 e 60 dias. Em cada sub-parcela (1m²) foi coletada uma amostra de sedimento com auxílio de um corer (Bradimarte et al., 2004), de 1 m de comprimento com 10 cm de diâmetro introduzindo-se 20 cm no sedimento (anexo 5). Após, as amostras foram acondicionadas em sacos plásticos, identificadas e preservadas com álcool 95%. Em laboratório as amostras foram lavadas em peneira (malha de 250µm) e coradas com rosa-de-bengala. Os macroinvertebrados foram triados sob estereomicroscópio e conservados em álcool 70%. Os invertebrados foram identificados em nível de família (MacCaferty, 1981; Brinkhurst & Marchese, 1989; Pennak, 1989), exceto Odonata (por estarem deteriorados), Turbellaria e Collembola, sendo usados neste nível de resolução taxonômica para a realização das análises. Os exemplares de Chironomidae foram classificados em subfamílias, segundo Trivinho-Strixino & Strixino (1995).

Os macroinvertebrados foram classificados em cinco grupos funcionais (raspadores, predadores, coletores, filtradores, fragmentadores) baseado em (MacCaferty, 1981; Merrit & Cummins, 1996) e também na interpretação das descrições da história de vida dos invertebrados (Pennak, 1989), exceto para a família Hyallelidae, que foi baseada em (Hargrave, 1970).

Variáveis ambientais

Foram medidas em campo, a cada período de coleta, as variáveis ambientais: temperatura da água e pH (pHmetro DIGIMED, modelo DM-2), oxigênio dissolvido (oxímetro ALFAKIT, modelo AT 140), condutividade (condutivímetro WTW, modelo LF 320) em uma área adjacente à instalação do experimento. A profundidade da coluna d'água foi obtida pela através de quatro medidas de profundidade eqüidistantes ao longo de cada parcela. A cada amostragem foi coletada, com o auxílio do corer, uma amostra de sedimento em cada tratamento, para determinação de teor de matéria orgânica por calcinação à 550°C (Allen, 1974) no Laboratório de Solos da Faculdade de Agronomia da UFRGS.

Análise estatística

Para testar o efeito do distúrbio de corte em *S. californicus* sobre os macroinvertebrados aquáticos nos diferentes períodos de coleta e entre os tratamentos, foi realizada uma análise de variância (ANOVA, $p \leq 0,05$) com dois fatores para as seguintes variáveis-resposta: “número total de famílias”, “densidade total de invertebrados” e todos os táxons amostrados com abundância acima de 4% do total de indivíduos. Este critério de redução de matriz biológica, considerando somente os táxons com abundância acima de

4%, foi utilizado, pois espécies muito raras não formam padrões analisáveis (Field et al., 1982; Szalay & Resh, 1997). Para a realização de todas as análises foram utilizadas as densidades (ind/m^2) transformadas em $\log(x+1)$ para redução da variabilidade dos dados.

Para investigar a similaridade entre as densidades de macroinvertebrados contidas nos diferentes tratamentos, tanto para os táxons como para os e grupos funcionais, foi realizado um escalonamento multidimensional não métrico com um fator (One-way Non-metric Multidimensional Scaling, MDS) baseado em uma matriz de similaridade Bray-Curtis para cada período de coleta (Clarke & Warwick, 1994). Os dados de entrada para análise MDS consistiram nas densidades de todos os táxons, em todas as datas de coleta para ambos os tratamentos, sendo realizada uma análise para cada período de coleta. As diferenças entre os tratamentos nos diferentes períodos de coleta foram testadas por uma Análise de Similaridade (ANOSIM) (Clarke & Warwick, 1994) com as mesmas planilhas utilizadas para a realização do MDS.

Uma análise dos componentes principais (PCA) foi realizada para verificar a influência do “tratamento”, “período de coleta” e “nível da coluna d’água” sobre as unidades amostrais coletadas. Para a realização da PCA foram usadas as densidades de todos os táxons amostrados e dos grupos funcionais.

A ANOVA foi realizada no programa R (R Development Core Team, 2006). As análises MDS e ANOSIM foram realizadas com o programa PRIMER e a PCA foi realizada no programa PC-ORD (McCune & Mefford, 1997).

Resultados

Variáveis ambientais

As variáveis ambientais de pH, condutividade, oxigênio dissolvido, temperatura da água e teor de matéria orgânica foram medidas a cada data de coleta (Tabela 1). A profundidade média foi registrada (n=4) nas parcelas amostradas em cada data de coleta após o distúrbio de corte, apresentando uma grande variação (24 horas = 27,5cm; 12 dias = 0,0cm; 30 dias = 7,5cm e 60 dias = 40 cm). Ressalta-se a profundidade com valor zero na coleta de 12 dias após o distúrbio de corte, nesta ocasião o sedimento apresentava-se saturado de água, porém sem coluna d'água.

Resposta dos macroinvertebrados aquáticos ao efeito de corte de *S. californicus*

A densidade média de rametes de *S. californicus* nas parcelas controle de foi de $38,0 \pm 12,5$ (n=4), no período de Junho a Agosto de 2005. Neste período, foram amostrados um total de 321 macroinvertebrados pertencentes a 20 grupos taxonômicos (Tabela 2).

Após o distúrbio de corte, ocorreram variações na riqueza média de táxons e na densidade total média de invertebrados (Fig. 3). A riqueza média de táxons não variou acentuadamente durante o experimento no tratamento controle, por outro lado, o tratamento de corte teve um decréscimo acentuado na coleta de 12 dias após o distúrbio, equiparando-se aos controles nas coletas seguintes (30 e 60 dias). A ANOVA realizada detectou diferenças significativas para o efeito "período de coleta" em relação a variável "número de táxons" (Tabela 3).

A densidade média de macroinvertebrados apresentou variação, após o distúrbio no tratamento controle, mostrando uma redução ao longo do

experimento. No tratamento de corte foi verificado um acentuado decréscimo na densidade, na coleta de 12 dias após o distúrbio (Fig. 3) e, nas coletas seguintes, foi verificado um aumento. A ANOVA realizada detectou diferenças significativas para o “período de coleta” e para a interação entre “período de coleta” e “tratamento” para a variável “densidade total de invertebrados” (Tabela 3).

Dentre os grupos amostrados, foram considerados dominantes as famílias Ceratopogonidae (23,9%), Tubificidae (19,3%), Hydrobiidae (17,1%), Chironomidae (14,6%), Naididae (6,8%), e Hyallelidae (6,2%), totalizando 87,9% dos indivíduos amostrados durante a execução do experimento (Fig. 4). Hydrobiidae e Chironomidae estiveram presentes em ambos os tratamentos

A ANOVA realizada com cada táxon dominante não detectou diferenças significativas para a interação entre tempo e tratamento para a maioria dos táxons. No entanto, para o efeito “tratamento”, foram verificadas diferenças significativas para Ceratopogonidae (Tabela 3), que também apresentou diferenças significativas para a interação entre os efeitos “período de coleta” e “tratamento”.

Para a comparação do conjunto de invertebrados ocorrentes nos diferentes tratamentos, foi realizado um MDS baseado em uma matriz de similaridade de Bray-Curtis (Figura 5). Nesta análise, nenhum grupo aparente foi formado entre as datas de coleta após o distúrbio de corte. Para a determinação das diferenças entre os táxons, a ANOSIM não detectou diferenças significativas entre os tratamentos nas diferentes datas de coleta (ANOSIM, 1 dia, $r=0,229$ $p=0,17$; 12 dias, $r=-0,01$, $p=0,48$; 26 dias, $r=-0,302$ $p=1,00$ 60 dias, $r=0,021$, $p=0,45$).

A avaliação da influência do “período de coleta”, “tratamento” e “variação do nível coluna d’água” na variabilidade dos dados foi realizada através de uma PCA (Fig. 6A). Os primeiros dois eixos da PCA explicaram 96,71% da variabilidade dos dados. O eixo 1 explicou 95,9% da variação encontrada e foi afetado negativamente pela profundidade da coluna d’água ($r=-0,99$), evidenciando que a “variação do nível da coluna d’água” foi a variável que melhor explicou a variação dos dados. A PCA revelou a formação de dois grupos: (i) amostras de 1 e 60 dias após o distúrbio e (ii) amostras de 12 e 26 dias após o distúrbio.

Resposta dos grupos funcionais ao efeito do corte de *S. californicus*

A classificação dos macroinvertebrados em grupos funcionais revelou que os predadores contribuíram com 32,66%, os coletores com 29,12%, raspadores com 28,78%, filtradores perfizeram 6,14% e fragmentadores com 3,07%. Dentre os coletores, Tubificidae foi o táxon dominante representando 47,3% do total de macroinvertebrados. No grupo dos predadores, Ceratopogonidae representou 72,6%, Hyallellidae representou 72,6% do grupo de raspadores e Tipulidae 66,6% do grupo de fragmentadores. Os filtradores foram representados por Sphaeridae em sua totalidade (Tabela 2).

Os coletores apresentaram uma variação na densidade de indivíduos ao longo do experimento, apresentando menores densidades no tratamento controle aos 12 e 26 dias após o distúrbio de corte (Fig. 7A). A ANOVA não detectou diferenças significativas para os coletores na interação entre “período de coleta” e “tratamento” (Tabela 4). O grupo funcional predadores respondeu ao distúrbio de corte, apresentando ausência de indivíduos na coleta de 12 dias após o distúrbio no tratamento de corte, onde foram verificadas diferenças

significativas para a interação entre “período de coleta” e “tratamento” (Tabela 4). Os demais grupos funcionais avaliados não apresentaram diferenças significativas para a interação entre “período de coleta” e “tratamento”.

A partir da análise da ordenação MDS, realizada para os grupos funcionais a cada período de coleta, não foi clara a apresentação de alguma separação entre os tratamentos (Fig. 7). A análise visual das ordenações MDS foi confirmada pela ANOSIM, que não detectou diferenças significativas, considerando a resposta aos tratamentos iguais (ANOSIM, 1 dia, $r=-0,031$, $p=0,51$; 12 dias, $r=-0,094$, $p=0,4$; 26 dias, $r=-0,177$, $p=0,97$; 60 dias, $r=0,01$, $p=0,54$).

Da mesma forma como foi realizada para os taxa dominantes, uma PCA foi realizada para avaliar a influência do “período de coleta”, “tratamento” e “variação da coluna d’água” sobre os grupos funcionais identificados (Fig. 6B). Os primeiros dois eixos da PCA explicaram 98,45% da variabilidade dos dados. O eixo 1 explicou 97,81% da variação encontrada e foi afetado positivamente pela profundidade da coluna d’água ($r=0,99$), confirmando, como na análise realizada com os taxa dominantes, que a oscilação do nível da água foi a variável que melhor explicou a variação dos dados. A PCA revelou a formação de dois grupos na ordenação para os grupos funcionais: (i) amostras de 1 dia e 60 dias após o distúrbio; (ii) amostras de 12 e 26 dias após o distúrbio.

Discussão

Neste estudo foi avaliada a comunidade de macroinvertebrados associados ao sedimento em uma formação de *Schoenoplectus californicus* em área marginal de uma lagoa costeira. A densidade de rametes foi semelhante a encontrada no estudo realizado por Hass (1996) na lagoa Caconde, uma lagoa

costeira próxima a área de estudo. Vários estudos têm sido realizados envolvendo *S.californicus*, porém poucos estudos apresentam um caráter experimental, envolvendo o manejo de macrófitas nativas emergentes na Planície Costeira do Rio Grande do Sul. O fato desta macrófita ser uma espécie dominante em muitos ecossistemas aquáticos da região Neotropical, sua importância para a manutenção destes sistemas é fundamental, por isso existe uma tendência de se utilizá-la de forma sustentável (Macia & Baslev, 2000; Banack et al 2004). *Scirpus californicus* serve como elemento estruturador destas áreas litorâneas, tanto para amenizar os efeitos do “fetch” como para o abrigo de inúmeros macroinvertebrados aquáticos (Rodrigues, 1995). Os macroinvertebrados, nas lagoas costeiras do sul Brasil, ocorrem como um dos principais componentes bióticos na transformação de material orgânico em nutrientes, através da decomposição, constituindo a base da cadeia alimentar em corpos de água doce (Rodrigues & Hartz, 2000).

É comum a ocorrência de organismos detritívoros nestes sistemas, como Chironomidae, Tanaidacea (*Synelobus stanfordi*), Isópodes (*Cassidinidea tuberculata*) e inúmeros Oligochaeta, porém outros, com hábitos alimentares diferenciados, também ocorrem.

Pelo fato de somente a fauna associada ao sedimento ter sido avaliada, alguns táxons mais ativos ou raros, não foram amostrados em maiores quantidades, dentre eles Odonata, Ephemeroptera e Hyallellidae (Tabela 2). O amostrador utilizado (corer) teve um maior sucesso em coletar táxons com pouca mobilidade, em sua maioria, os de hábitos detritívoros. Esta dominância pode ser explicada pelas características do sedimento, rico em matéria orgânica, principalmente oriunda da decomposição de material vegetal, fonte de alimento para detritívoros (Szalay & Resh, 1996). Em estudos com o uso de

diferentes estratégias de coleta (Olson et al, 1999; KostECKE et al, 2005) são registradas uma maior riqueza de táxons. Wiedenbrug (1996) encontrou 95 táxons em uma lagoa costeira de água doce no Sul do Brasil; Rodrigues (1995, 2000) encontrou 47 táxons; Cenzano & Wurdig (2006) encontraram 54 táxon em 13 famílias.

As variáveis-resposta “densidade total de invertebrados”, “Ceratopogonidae” e o grupo funcional “predadores” foram estatisticamente significativas para a interação entre “período de coleta” e “tratamento”. A importância é dada à interação entre os efeitos (neste estudo, tratamento e período de coleta), pois interações estão por traz de muitas mudanças ecológicas e geralmente o sinergismo entre os efeitos são mais importantes que os efeitos separados (Gotelli & Ellison, 2004). Este dado evidencia que o corte influenciou negativamente estas variáveis-resposta, sendo estas suscetíveis ao distúrbio de corte. Estas três variáveis estão intimamente relacionadas, pois Ceratopogonidae foi o mais representativo dentre os táxons dominantes, além de apresentar hábito predador. É possível, que Ceratopogonidae tenha sido afetado por ter um hábito com maior mobilidade (nadador), não inteiramente dependente do substrato e dependente de coluna d’água (Spinelli, 1998), tendo possivelmente dispersado para áreas adequadas à suas necessidades ecológicas.

O nível da coluna d’água próximo a zero, na coleta de 12 dias, influenciou a diminuição na densidade dos macroinvertebrados. A influência do distúrbio, tipo pulso, causada pela variação da coluna d’água, pode ter pressionado os organismos presentes nas parcelas a emigrarem para áreas mais propícias ou profundas, sendo considerada uma rápida resposta da biota contra a mortalidade, buscando por refúgios, de acordo com o estudo realizado

por Tronstad et al (2005). No entanto, apesar da variação da coluna d'água ter atingido ambos os tratamentos, o tratamento controle apresentou uma maior riqueza e densidade de macroinvertebrados quando comparado com o tratamento de corte.

Alguns trabalhos realizados com o objetivo de avaliar a resposta de invertebrados aquáticos frente a distúrbios físicos apresentaram uma fraca resposta da fauna de macroinvertebrados. Kostecke et al (2005), avaliou a resposta da comunidade de macroinvertebrados frente a diferentes manejos de *Typha* spp. (corte, queimadas e pastejo de gado) e foi observado que a comunidade de macroinvertebrados apresentou pouca variação quando comparados com os controles. A comunidade de macroinvertebrados também apresentou uma fraca resposta ao controle mecânico de *Spartina anglica* no estudo realizado por Frid et al (1997). Entretanto, em alguns casos a comunidade de macroinvertebrados respondeu a distúrbios físicos, como no estudo realizado por Szalay & Cassidy (2001) que avaliou a resposta da comunidade de invertebrados aquáticos em relação ao distúrbio causado por um roedor aquático (*Ondatra zibenthicus*). Foi observado neste estudo que a atividade do roedor alterou a composição da comunidade de invertebrados aquáticos, por distúrbio físico, em área de vegetação emergente juntamente com as alterações da qualidade da água. Rehage & Trexler (2006) também observaram diferenças na resposta de comunidades aquáticas (peixes e macroinvertebrados) frente à influência da construção de canais em áreas alagadas.

Neste estudo, foi registrado que os macroinvertebrados não foram fortemente influenciados pelo distúrbio causado pelo corte experimental de rametes de *S. californicus* e que as oscilações do nível d'água exerceram maior

influência na riqueza, densidade e presença de determinados grupos funcionais. O aumento do nível da coluna d'água pode ter possibilitado a conexão de áreas fonte próximas ao local do experimento, facilitando a recolonização quando este se elevou. Constatou-se que a resposta da comunidade de macroinvertebrados frente ao distúrbio de corte, foi principalmente influenciada por variáveis abióticas.

No contexto espacial, o tamanho das parcelas pode ter influenciado a pouca diferença entre os tratamentos. Segundo Frid et al (1997), áreas pequenas podem ser facilmente recolonizadas por uma fauna adulta e/ou com razoável facilidade de dispersão em áreas perturbadas < 2000 cm². Szalay & Resh, (1997) e Martin & Neely (2001) usaram o isolamento de áreas vegetais perturbadas com barreiras de tela, evitando a dispersão de invertebrados para outros tratamentos realizados e/ou a colonização por macroinvertebrados imigrantes oriundos de áreas intactas. Este artifício não foi usado neste estudo, portanto é possível que tenha ocorrido a colonização das áreas perturbadas por invertebrados de áreas intactas, amenizando o efeito causado pelo distúrbio de corte.

Conclusões

- A resposta da fauna de macroinvertebrados frente ao distúrbio de corte foi influenciada principalmente por variáveis abióticas
- A oscilação do nível da coluna d'água foi o fator que mais influenciou a variação dos dados, evidenciando que a oscilação foi mais intensa que o distúrbio de corte.
- Os distúrbios experimentais de corte realizados em *S. californicus* influenciaram variações significativas em poucos grupos da fauna de macroinvertebrados aquáticos avaliados no experimento.

- A densidade total, Ceratopogonidae e o grupo funcional dos predadores foram as variáveis-resposta que apresentaram diferenças significativas para a interação entre “período de coleta” e “tratamento”, respondendo ao distúrbio de corte.

Referências

Allen, S. E. (ed.), 1974. Chemical analysis of ecological materials. Blackwell Scientific Publ., Oxford, England.

Banack, S. A., Rondon, X. J. & Huamanchumo, W.D., 2004. Indigenous cultivation and conservation of Totora (*Schoenoplectus californicus*, Cyperaceae) in Peru. *Economic Botany* 58(1): 11-20.

Becker, F. G., Irgang, G. V., Hasenack, H., Vilella, F. S. & Verani, N. F., 2004. Land cover and conservation state of a region in the southern limit of the Atlantic Forest (River Maquiné Basin, Rio Grande do Sul, Brazil). *Brazilian Journal of Biology* 64(3b):569-582.

Bradimarte, A. L., Shimizu, G. Y., Anaya, M. & Cullman, M. L., 2004. Amostragem de invertebrados bentônicos. In: *Amostragem em Limnologia*, Rima, São Carlos. 213-230.

Brinkhurst, R. O. & Marchese, M. R., 1989. Guide to the freshwater aquatic Oligochaeta of South and Central America. Association Ciencias Naturales del Litoral – São Tomé, Argentina, colección climax, nº. 6. 236 p.

Bradt, P., Nathan, M. U., Bissell, G.S. & Spiegel, I., 1999. Stability and resilience in benthic macroinvertebrate assemblages: impact of physical disturbance over twenty-five years. *Hydrobiologia* 403(0): 123-133.

Burton, T. M., Stricker, G. A. & Uzarski, D. G., 2002. Effects of plant community composition and exposure to wave action on invertebrate habitat use of Lake Huron coastal wetlands. *Lakes & Reservoirs: Research and Management* 7: 255-269.

Cenzano, C. S. S. ; Würdig, N. L. 2006 . Spatial and temporal variations of the benthic macrofauna in different habitats of a lagoon of the northern coastal system of Rio Grande do Sul state, Brazil.. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 18:153-163.

Coelho de Souza, G. 2003. Extrativismo em uma área da reserva da Biosfera da Mata Atlântica no Rio Grande do Sul: um estudo etnobotânico em Maquiné. Tese Doutorado. Programa de Pós-Graduação em Botânica – UFRGS, Porto Alegre, 160 p.

Clarke, K. R. & Warwick, R. M. 1994. Change in Marine Communities: An approach to statistical analysis and interpretation. Primer-E Ltd, Plymouth.

CONAMA. Resolução nº 303 de 20/03/2002. Dispõe sobre parâmetros, definições e limites de Áreas de Preservação Permanente. Diário Oficial da União, Brasília, 2002.

Correia, L.C.S. & Trivinho-Strixino, S. 1998. Macroinvertebrados da rizosfera de *Scirpus cubencis* na Lagoa do Infernã (Estação Ecológica de Jataí, SP): Estrutura e Função. *Acta Limnologica. Brasiliensia*. 10 (1): 37-47.

Dejoux, C., 1983. The fauna associated with the aquatic vegetation. *In* J.P.Carmouze et al (ed.) Lake Chad. Dr. W. Junk Publishers. p. 273-292

Delaney, P. J. V., 1965. Fisiografia e Geologia da superfície da Planície Costeira do Rio Grande do Sul. Escola de Geologia da Universidade Federal do Rio Grande do Sul - UFRGS. Publicação Especial, Porto Alegre.

Dowing, J. A. 1991. The effect of habitat structure on the spatial distribution of freshwater invertebrate populations, 87-102. *In*: S. S. Bell; E.D. McCoy; H. R. Mushinsky (eds.). Habitat structure: the physical arrangement of objects in space. London: St. Edmundsbury Press, 438 p.

Esteves, F. de A. 1998. Fundamentos de Limnologia. Rio de Janeiro, Interciência, 602 p.

Field, J. G., Clarke, K. R. & Warwick, R. M., 1982. A practical strategy for analyzing multispecies distribution patterns. *Marine Ecology – Progress Series* 8, p. 37-52.

Frid, C. L. J., Chandrasekara W. U. & Davey, P., 1997. The restoration of mud flats invaded by common cord-grass (*Spartina anglica*, CE Hubbard) using mechanical disturbance and its effects on the macrobenthic fauna. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 9: 47-61.

Gleason, R. A., Euliss, N. H. Jr., Hubbard, D. E. & Duffy, W. G., 2003. Effects of sediment load on emergence of aquatic invertebrates and plants from wetland soil egg and seed banks. *Wetlands* 23:26-34.

Gotelli, N. J. & Ellison, A. L., 2004. A Primer of Ecological Statistics. Sinauer Associates, Inc, Sunderland, MA, USA.

Haas, S., 1996. Variação sazonal da biomassa, composição química e aspectos da dinâmica populacional de *Scirpus californicus* (C.A. Meyer) Steud. na margem nordeste da lagoa Caconde, Osório, RS. Dissertação de mestrado- Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Instituto de Biociências. Curso de Pós-Graduação em Ecologia. Porto Alegre, 126 p.

Hargrave, B.T., 1970. The utilization of benthic microflora by *Hyalella azteca* (Amphipoda). *Journal of Animal Ecology* 39:427-437.

Kostecke, R. M., Smith, L. M. & Hands, H. M., 2005. Macroinvertebrate response to cattail management at Cheyenne Bottoms, Kansas, USA. *Wetlands* 25(30): 758-763.

Krull, J. N., 1970. Aquatic plant-macroinvertebrate associations and waterfowl. *Journal of Wildlife Management* 3(34): 707-718.

Kurashov, E. A., Telesh., I. V., Panov, V. P., Usenko, N.V., & Rychkova, M.A., 1996. Invertebrate communities associated with macrophytes in Lake Ladoga: effects of environmental factors. *Hydrobiologia* 322: 49-55.

Macía, M. J. & Balslev, H., 2000. Use and management of *Totora* (*Schoenoplectus californicus*, Cyperaceae) in Equador. *Economic Botany* 54(1): 82-89.

Martin, D. C. & Neely, R. K., 2001. Benthic macroinvertebrate response to sedimentation in a *Typha angustifolia* L. wetland. *Wetlands Ecology and Management* 9: 441-454.

McAbendroth, L., Ramsay, P. M., Foggo, A., Rundle, S. D. & Bilton, D. T., 2005. Does macrophyte fractal complexity drive invertebrate diversity, biomass and body size distributions? *Oikos* 111: 279-290.

McCaferty, M. 1981. *Aquatic Entomology*. Boston, Science Books International. 448 p.

McCune, B. & Mefford, M. J., 1997. *Multivariate analysis of ecological data: version 4.0*. Oregon, Gleneden Beach, MjM Software.

Merritt, R. W. & Cummins, K. W. (eds.), 1996. *An introduction to the aquatic insects of North America* (3rd ed.). Kendall/Hunt Publishing Co., Dubuque, Iowa, USA.

Oertli, B. & Lachavanne, J.B., 1995. The effects of shoot age on colonization of a emergent macrophyte (*Typha latifolia*) by macroinvertebrates. *Freshwater Biology* 34: 421-431.

Olson, E. J., Engstrom, E. S., Doeringsfeld, M.R. & Belling, R., 1999. The abundance and distribution of macroinvertebrates in relation to macrophyte communities in Swan Lake, Nicollet County, MN. Conservation Biology Research Grants Program.

Pennak, R.W., 1989. *Freshwater Invertebrates of the United States* (3rd ed.) J. Willey & Sons, Inc, New York, USA. 769 p.

R Development Core Team. R: A language and environment for statistical computing. 2006. Vienna, Austria, R Foundation for Statistical Computing. URL <http://www.R-project.org>.

Rehage, J. S. & Trexler, J.C., 2006. Assessing the net effect of anthropogenic disturbance on aquatic communities in wetlands: community structure relative to distance from canals. *Hydrobiologia* 569:359-373.

Rodrigues, G.G. 1995. Aspectos estruturais e dinâmicos da macrofauna bentônica da lagoa Caconde, Osório, RS. Dissertação de mestrado. PPG-Ecologia, UFRGS. 210p.

Rodrigues, G. G., Silveira, T. C. L. & Barbosa, A.F., 2006. Macroinvertebrados Aquáticos e o Licenciamento Ambiental. *Boletim Sociedade Brasileira de Limnologia* 35(2): 47-51.

Rodrigues, G.G.; Hartz, S.M. 2000. Food dynamics of fish and the interaction with macroinvertebrates from a shallow lake from southern Brazil. *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie* 6 (27): 3309-3314.

Rosenberg, D. M. & Resh, V. H., 1992. Introduction to Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates. p. 1-10. *In* Rosenberg D. M. & Resh, V. H. (ed.) *Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates*. Chapman & Hall.

Santos, A. M. dos, & Esteves, F. de A., 2006. Primary production and mortality of *Eleocharis interstincta* in response to water level fluctuations. *Aquatic Botany* 74(3):189-199.

- Shaffer, M., 1998. Ecology of Shallow lakes. London, Chapman & Hall, 357 p.
- Sousa, W. P. 1984. Intertidal mosaics: patch size, propagule availability, and spatially patterns of succession. *Ecology* 65: 1918-1935.
- Souza, G. P. C. de., 2003. Extrativismo em uma área da reserva da Biosfera da Mata Atlântica no Rio Grande do Sul: um estudo etnobotânico em Maquiné. Tese Doutorado. Programa de Pós-Graduação em Botânica – UFRGS, Porto Alegre, 160 p.
- Spinelli, G. R., 1998. Ceratopogonidae. p. 314-326. *In* Morrone, J. J. & Coscarón, S. (ed.) Biodiversidad de Artrópodos Argentinos. Ediciones Sur, Ediciones Sur.
- Szalay, A. F. de & Cassidy, W., 2001. Effects of Muskrat (*Ondatra zibethicus*) Lodge Construction on Invertebrate Communities in a Great Lakes Coastal Wetland. *The American Midland Naturalist* 146: 300-310.
- Szalay, F. A. de & Resh, V., 1996. Spatial and temporal variability of trophic relationships among aquatic macroinvertebrates in a seasonal marsh. *Wetlands* 16(4): 458-466.
- Szalay, F. A. de, & Resh, V., 1997. Responses of wetland invertebrates and plants in waterfowl diets to burning and mowing of emergent vegetation. *Wetlands* 17(1):149-156.
- Trivinho-strixino, S. & Strixino, G., 1995. Larvas de Chironomidae (Diptera) dos estado de São Paulo. Guia de identificação e diagnose dos gêneros. PPG-ERN/UFSCAR, São Carlos. 229 p.

Tronstad, L. M., Tronstad, B. P. & Benke, A. C., 2005. Invertebrate responses to decreasing water levels in a subtropical river floodplain wetland. *Wetlands* 23(3): 583-593.

Wiedenbrug, S., 1997. Macrozoobenthos of a coastal lake in southern Brazil. *Achiv fur Hydrobiologie*, 140(4): 533-548.

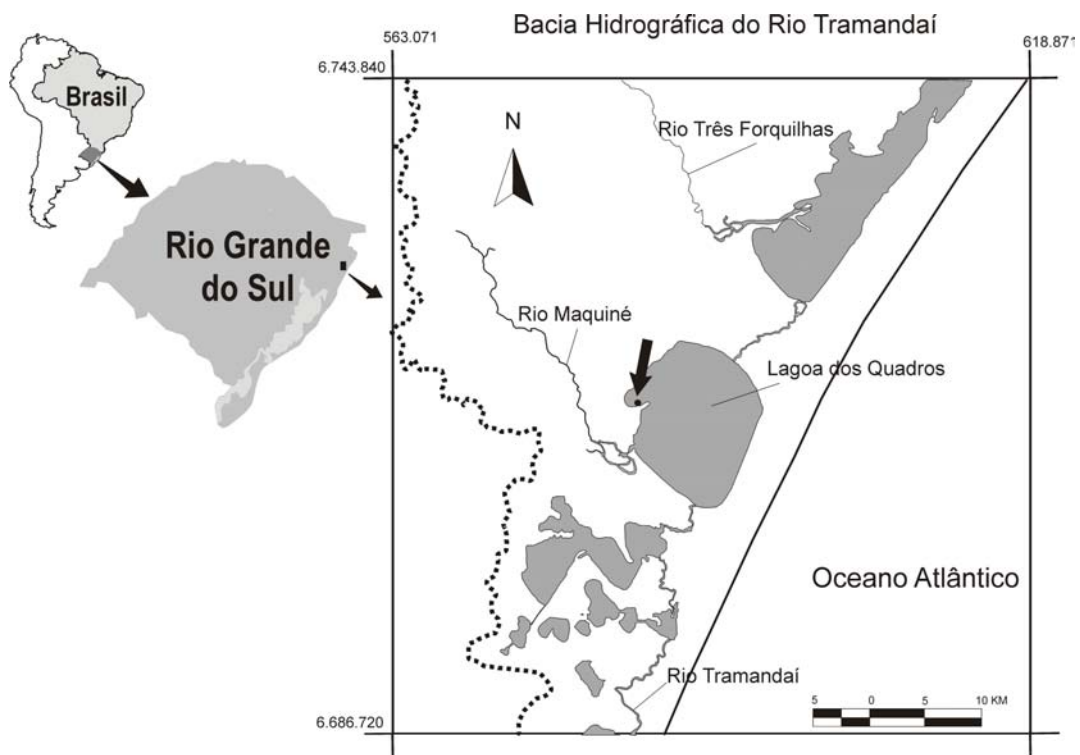


Figura 1: Mapa de localização da área de estudo. A seta preta indica o local de condução do experimento, a linha pontilhada delimita a Bacia Hidrográfica do rio Tramandaí em cinza os corpos hídricos da região.

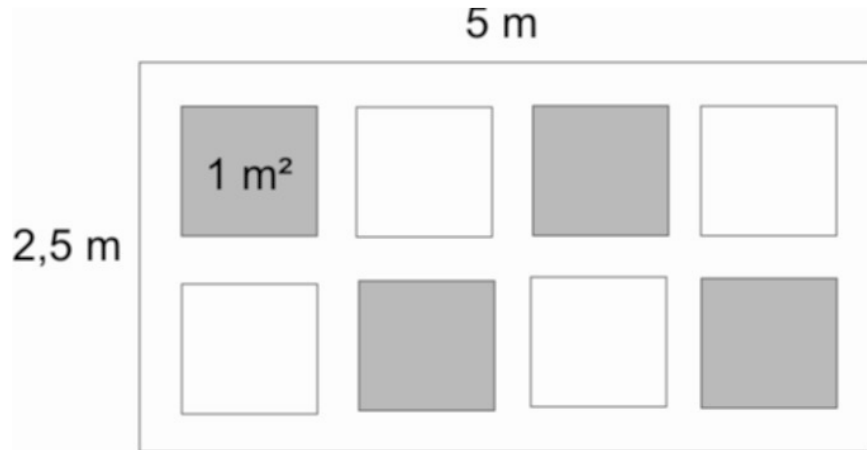


Figura 2: Esquema das parcelas delimitadas para realização dos cortes experimentais. As sub-parcelas em cinza representam as parcelas cortadas e os brancos representam as parcelas controle.

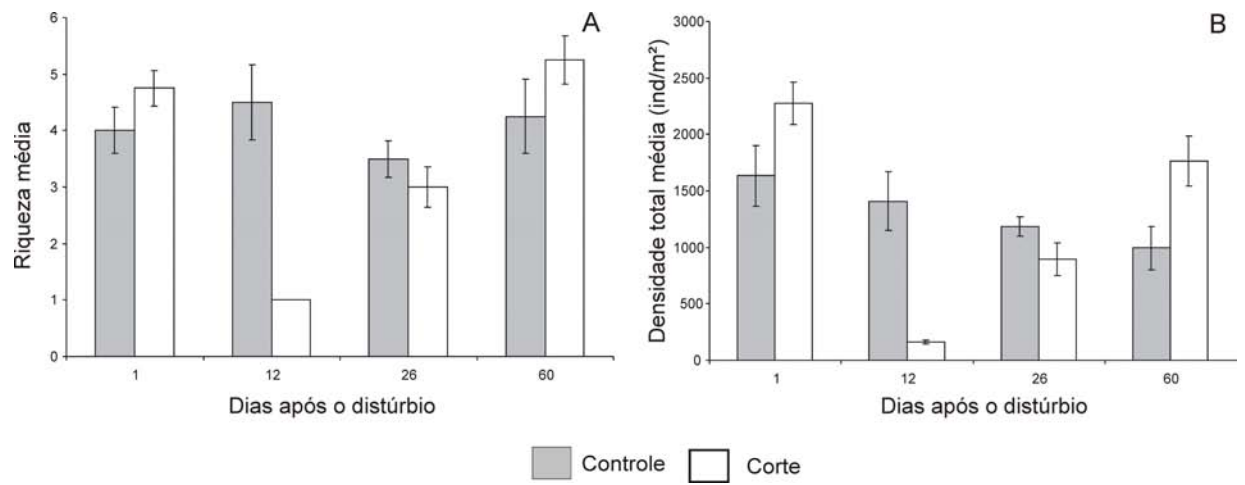


Figura 3: Riqueza média e densidade total de macroinvertebrados (E.P.) (n=4). A, Riqueza média de táxons; B, densidade média de macroinvertebrados.

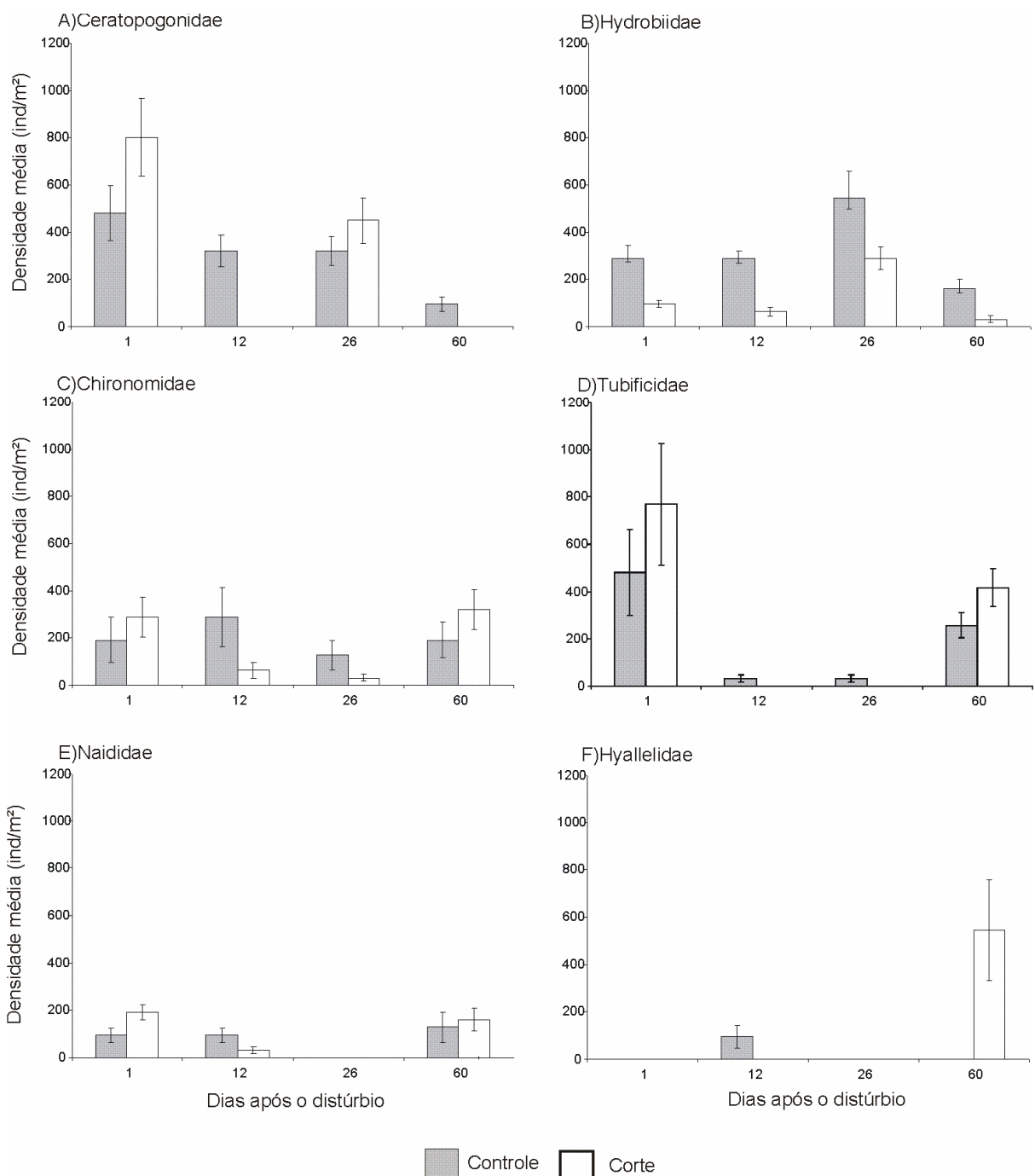


Figura 4: Densidade média dos táxons dominantes(E.P.) (n=4). A, Ceratopogonidae; B, Hydrobiidae; C, Chironomidae; D, Tubificidae; E, Naididae; F, Hyallellidae.

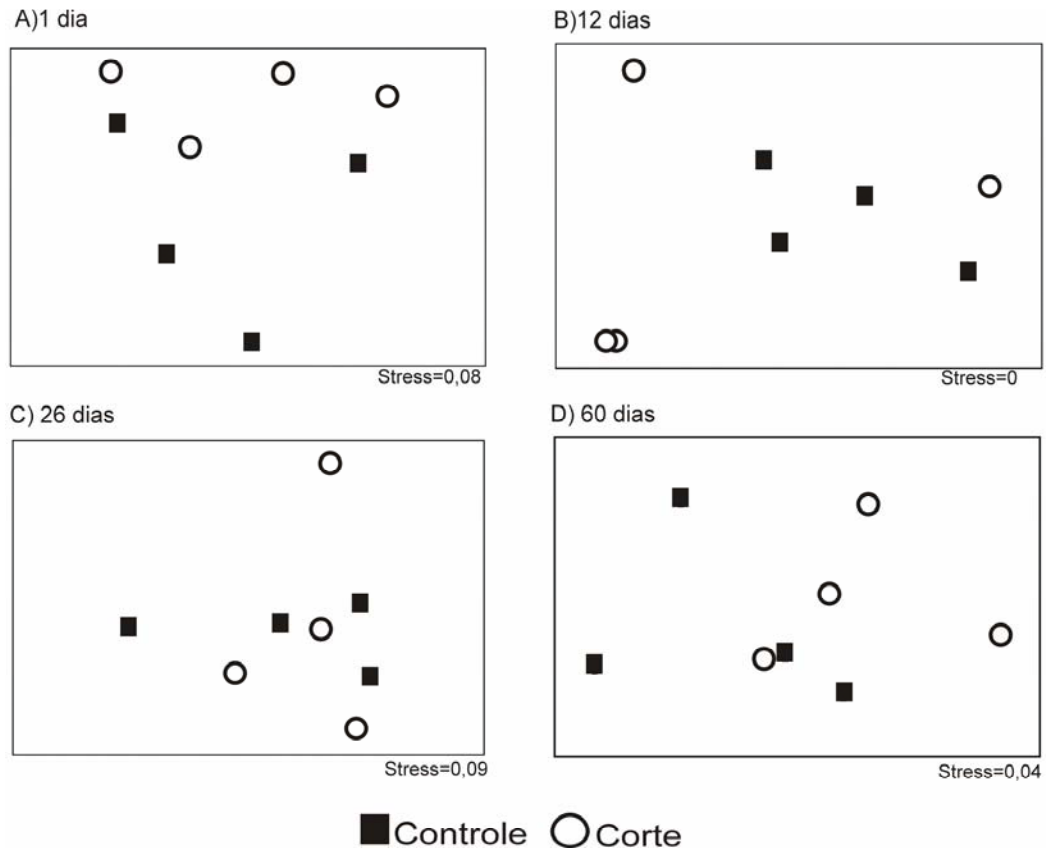


Figura 5: Ordenações MDS para cada período de coleta (1 dia, 12 dias, 26 dias e 60 dias após o distúrbio de corte) usando a densidade de táxons de macroinvertebrados aquáticos.

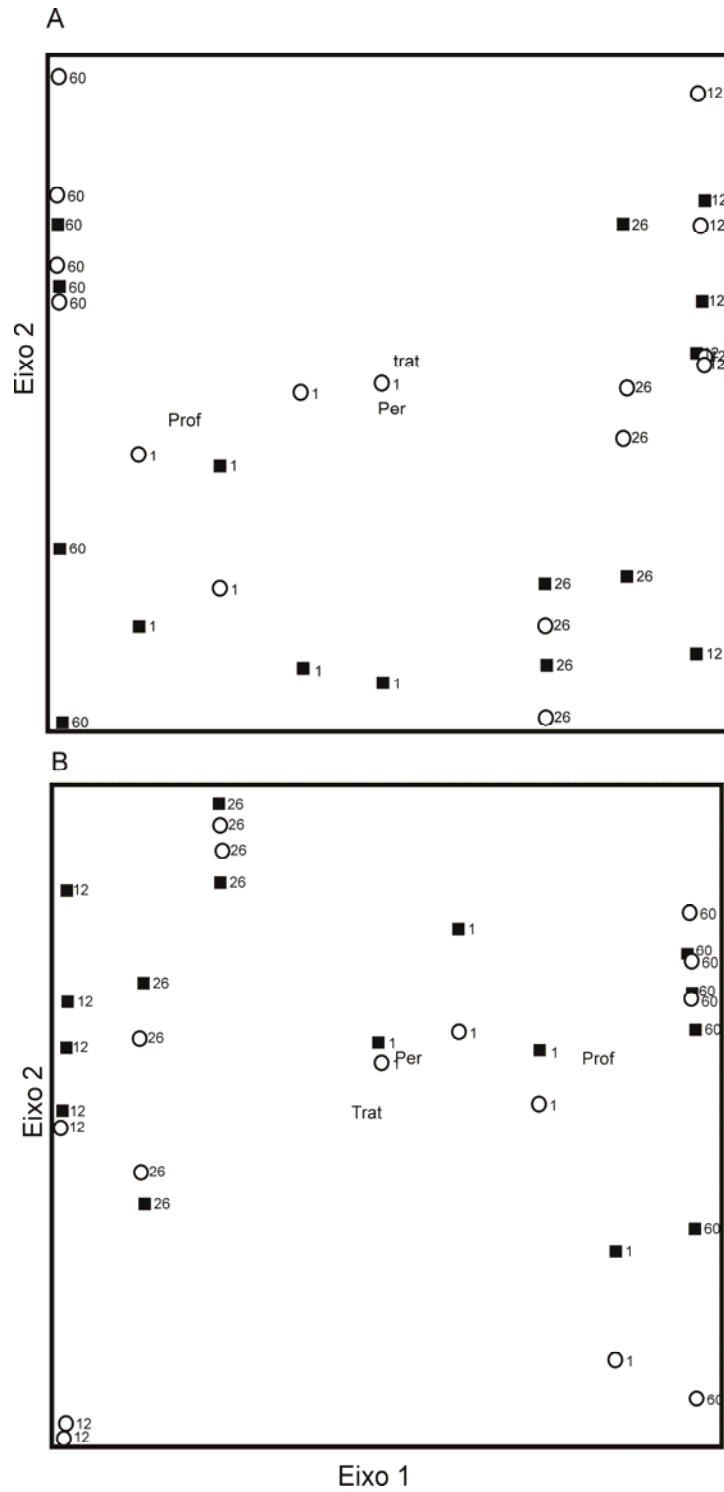


Figura 6: Análise dos componentes principais com as densidades dos (A) táxons amostrados e com (B) os grupos funcionais identificados. Os quadrados pretos representam as amostras dos tratamentos controle e os círculos representam as amostras dos tratamentos de corte. Trat, tratamento; Per, período de coleta; Prof., profundidade.

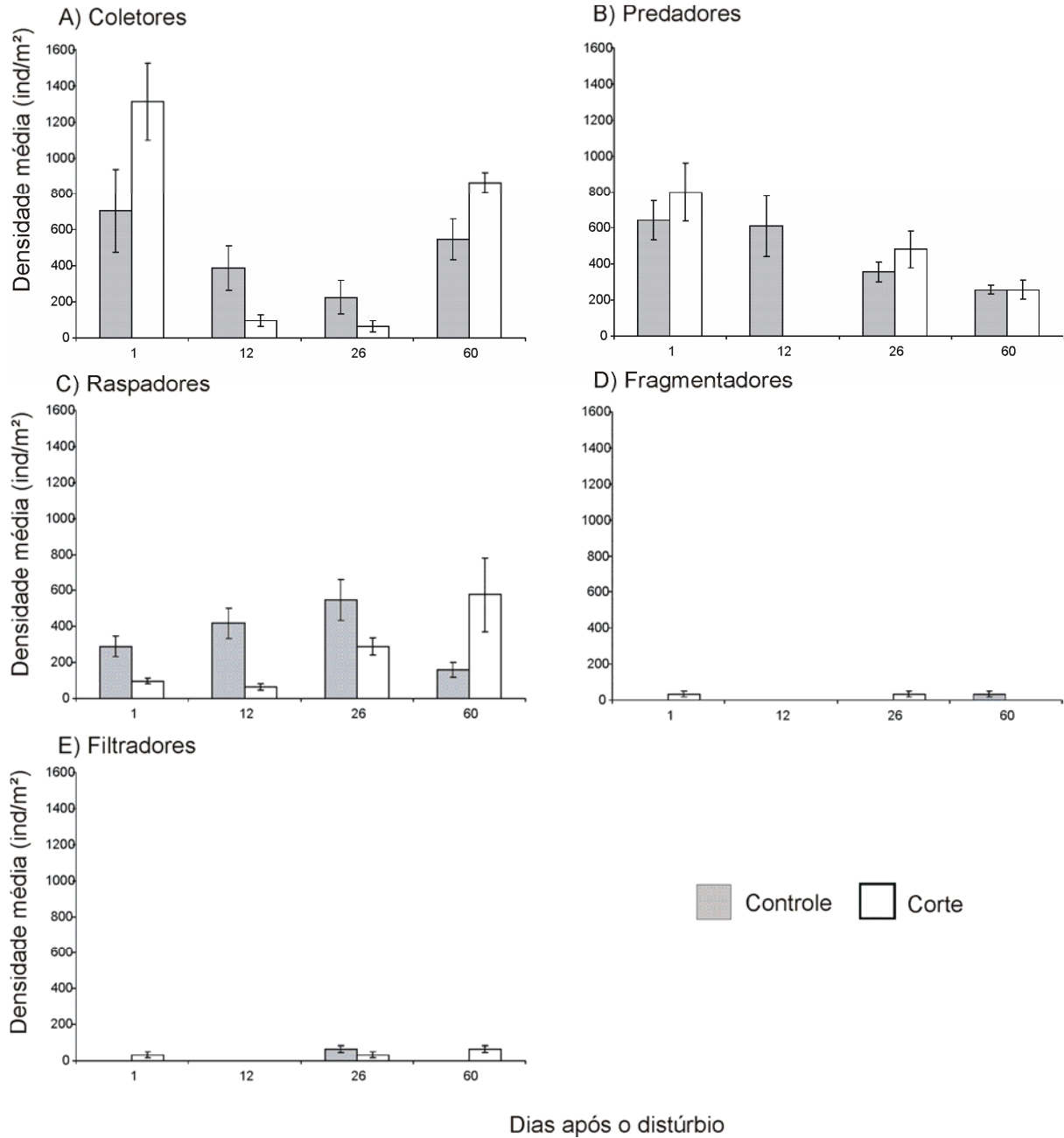


Figura 7: Densidade média dos grupos funcionais de invertebrados amostrados (E.P.) (n=4). A, Coletores; B, Predadores; C, Raspadores; D, Fragmentadores ; E, Filtradores.

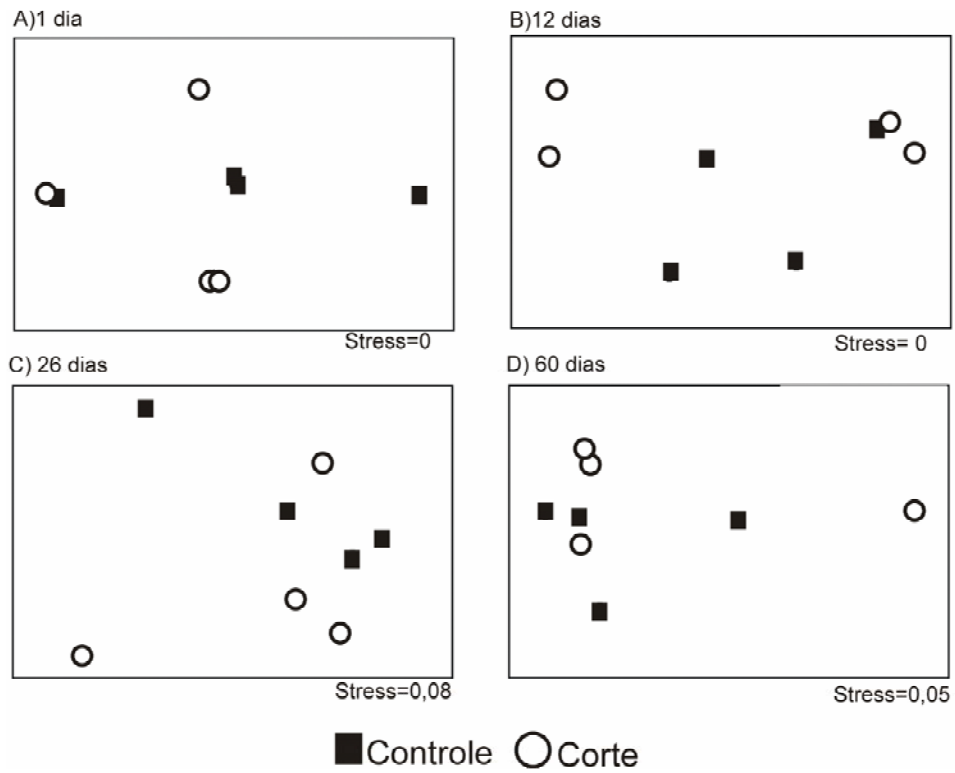


Figura 8: Ordenações MDS para cada período de coleta (1 dia, 12 dias, 26 dias e 60 dias após o corte) usando a densidade de grupos funcionais de macroinvertebrados aquáticos.

Tabela 1: Variáveis ambientais levantadas ao longo do experimento.

	1 dia	12 dias	26 dias	60 dias
pH	7,29	6,8	7,1	6,65
OD mg/l	4,8	7,1	7	8
Condutividade $\mu\text{S/cm}$	124,8	126,5	227	76,1
Temperatura da água (°C)	16	24,7	19,9	18
Coluna d'água* (cm)	27,5 (6,5)	0	7,5(2,9)	40(0)
Matéria Orgânica (%)	7,05 (Controle) 3,59 (Corte)	- -	5,07 (Controle) 2,18 (Corte)	9,26 (Controle) 3,78 (Corte)

*Profundidade média da coluna d'água (D.P).

Tabela 2: Abundância média (E.P.) de macroinvertebrados amostrados neste estudo. **Col**, coletores; **Pre**, predadores; **Fil**, filtradores; **Fra**; fragmentadores; **Ras**, raspadores.

Taxa	1 dias		12 dias		26 dias		60 dias	
	controle	corte	controle	corte	controle	Corte	controle	corte
Turbelária	0	0	0	0	0	0	0	0,25(0,50)
Anelida								
Oligochaeta								
Naididae ^{col}	0,75(0,96)	1,5(1,0)	0,75(0,96)	0,25(0,50)	0	0	1,00(2,00)	1,25(1,50)
Enchytraeidae ^{col}	0	0	0	0	0	0	0	0,25(0,50)
Tubificidae ^{col}	3,75(5,68)	6,0(8,04)	0,25(0,50)	0	0,25(0,50)	0	2,00(1,63)	3,25(2,50)
Crustácea								
Hyallellidae								
<i>Hyallela</i> sp. ^{ras}	0	0	0,75(1,50)	0	0	0	0	4,25(6,65)
Mollusca								
Gastropoda								
Hydrobiidae ^{ras}	2,25(1,71)	0,75(0,50)	2,25(0,96)	0,50(0,58)	4,25(3,50)	2,25(1,50)	1,25(1,26)	0,25(0,50)
Bivalvia								
Spharidae ^{fil}	0	0,25(0,50)	0	0	0,50(0,58)	0,25(0,50)	0	0,50(0,58)
Ancylidae								
<i>Gundlachia</i> sp. ^{ras}	0	0	0,25(0,50)	0	0	0	0	0
Insecta								
Díptera								
Chironomidae ^{*col/pre}	3,25(3,30)	1,25(0,96)	4,75(2,50)	0,50(0,58)	1,50(2,38)	0,75(0,96)	1,00(0,00)	3,50(4,04)
Ceratopogonidae ^{pre}	3,75(3,59)	6,25(5,12)	1,00(1,15)	0	2,00(1,15)	3,50(3,00)	0,75(0,96)	0
Tabanidae ^{pre}	0,75(0,5)	0	0,25(0,50)	0	0,25(0,50)	0,25(0,50)	0	0
Tipulidae ^{fra}	0	0,25(0,50)	0	0	0	0	0,25(0,50)	0
Odonata ^{pre}	0	0	0	0	0	0	0,25(0,50)	0,25(0,50)
Lepidopter								
Pyralidae ^{fra}	0	0	0	0	0	0,25(0,50)	0	0
Collembola ^{col}	0	0	0	0	0	0	0,25(0,50)	0

Tabela 3: Resumo da ANOVA realizada para investigar o efeito do corte de *T. domingensis* sobre os invertebrados aquáticos. **P**, período de coleta; **T**, tratamento; **P*T**; interação entre data e tempo.

Efeito	g.l.	Nº Táxons	Dens. Total	Naid.	Tubif.	Ceratop.	Chiro.	Hyallelidae	Hidrob.
		F	F	F	F	F	F	F	F
P	3	2,27 ^d	3,52 ^c	2,39 ^d	7,27 ^b	16,67 ^a	0,66	1,67	0,91
T	1	0,81	0,01	0,16	0,03	7,51 ^c	0,06	0,57	3,59 ^d
P*T	3	2,75 ^d	3,04 ^c	0,56	1,17	4,07 ^c	0,45	2,77 ^d	0,53

^a = $p \leq 0,001$; ^b = $<0,01$; ^c = $\leq 0,05$; ^d = $p \leq 0,1$

Tabela 4: Resumo da ANOVA realizada para investigar o efeito do corte de *T. domingensis* sobre os grupos funcionais. **P**, período de coleta; **T**, tratamento; **P*T**; interação entre ata e tempo.

Efeito	g.l.	Coletores	Predadores	Raspadores	Fragmentadores	Filtradores
		F	F	F	F	F
P	3	5,18 ^b	8,20 ^a	0,08	0,33	1,42
T	1	0,04	6,05 ^c	1,01	0,33	0,85
P*T	3	0,76	3,73 ^c	0,76	1,22	1,42

^a = $p \leq 0,001$; ^b = $<0,01$; ^c = $\leq 0,05$; ^d = $p \leq 0,1$

Capítulo 2

Impacto do corte de *Typha domingensis* Pers.: resposta de macroinvertebrados aquáticos e regeneração vegetal.

T. C. L. Silveira^{1,2*}; G. Coelho de Souza²; G. G. Rodrigues³ & N. L. Würdig⁴

¹ Programa de Pós-graduação em Biologia Animal, Lab. de Invertebrados Bentônicos, Departamento de Zoologia, IB, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Av. Bento Gonçalves 9500, prédio 43435, sala 204. CEP 91501-971, Porto Alegre, RS, Brasil; ² DESMA, Núcleo de Estudos em Desenvolvimento Rural e Mata Atlântica, Ong Anama - Ação Nascente Maquiné/PGDR- UFRGS, Av. João Pessoa 31, CEP 90040-000, Porto Alegre, RS, Brasil; ³ Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Colaborador convidado Departamento e Centro de Ecologia, IB, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Av. Bento Gonçalves 9500, prédio 43422, sala 115, Porto Alegre, RS, Brasil CEP 91501-970; ⁴ Laboratório de Invertebrados Bentônicos, Departamento de Zoologia, IB, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Av. Bento Gonçalves 9500, prédio 43435, sala 204. CEP 91501-971, Porto Alegre, RS, Brasil, *Autor para correspondência (e-mail: thiagoclsilveira@yahoo.com.br, Telefone (51) 3308 77 12, Fax 051- 3308-7696)

Palavras-chave: macroinvertebrados bentônicos, bioindicadores, distúrbio, *Typha domingensis*, regeneração vegetal, manejo de áreas úmidas, extrativismo.

Este artigo não foi submetido a qualquer outra revista na íntegra ou em formato similar, nem será enviado a outra revista nos próximos três meses após a submissão para a revista Hydrobiologia.

Resumo: Banhados são áreas de extrema importância, por abrigarem uma alta biodiversidade. Em muitos deles, a macrófita aquática *Typha domingensis*, é coletada para confecção de artesanato dentre outros utensílios, tornando-se uma fonte renda alternativa para pequenos agricultores e ribeirinhos. Os objetivos deste estudo foram: (i) investigar o impacto do corte experimental de *T. domingensis* sobre a fauna de macroinvertebrados aquáticos e (ii) avaliar a regeneração da macrófita frente ao distúrbio de corte. A influência do distúrbio de corte em *T. domingensis* sobre a fauna de macroinvertebrados foi avaliada em áreas (1m²) com corte e sem corte em uma densa formação de *Typha domingensis*. Amostras de macroinvertebrados foram coletadas com corer 1 dia, 26 , 60 , 89 e 182 dias após o distúrbio de corte em cada área. A regeneração da macrófita foi monitorada por meio de medições mensais (n=7) para cada tratamento (n=4, para cada tratamento). A variação da densidade total e o número total de famílias de macroinvertebrados não foram significativos ($p \leq 0,05$). Dentre os 23 táxons identificados, somente Tubificidae respondeu ao tratamento ($p \leq 0,05$), não respondendo para a interação entre período de coleta e tratamento de corte. Não foram verificadas diferenças estatísticas significativas relacionadas ao corte para os grupos funcionais avaliados. Uma análise dos componentes principais identificou que o tratamento de corte não foi um fator importante para explicar a variabilidade dos dados. O crescimento de brotos em cada parcela não foi comprometido pelo distúrbio de corte e a regeneração dos rametes após o corte foi estatisticamente diferente somente para 1 e 26 dias após o corte, e a comparação entre os tratamentos nos períodos não foram significativas. Considerando a fraca resposta da fauna de macroinvertebrados aquáticos, somados à rápida regeneração de *T. domingensis*, os experimentos mostram que é viável o manejo de *T. domingensis* em pequena escala.

Introdução

Os banhados são considerados ecossistemas mais produtivos do planeta sendo sistemas dotados de uma alta diversidade biológica (Tinner, 1999). Neste sentido, são áreas importantes para o equilíbrio ambiental, sendo considerados áreas de proteção permanente no Brasil, tendo seu uso restrito. Entretanto, os ecossistemas aquáticos tem sido os mais degradados (Santamaría & Klassen, 2002), sendo que mais da metade dos ecossistemas de banhado do mundo desapareceram no último século devido à expansão das fronteiras agrícolas e urbanas (Shine e Klem, 1999) e tendem a sofrer maiores danos com o aumento da temperatura global em grande escala. Devido a este cenário não otimista frente à conservação de banhados, se torna necessário o desenvolvimento de ferramentas para a avaliação ambiental, capazes de mensurar distúrbios antrópicos nestes ecossistemas visando seu manejo e uso sustentável.

Os ecossistemas de banhado estão sujeitos a diferentes tipos perturbações de origem antrópica (e.g., drenagens, queimadas, corte e despejo de efluentes). Os fatores mediadores da resposta das comunidades sujeita aos distúrbios são: intensidade, a freqüência, a área de abrangência (Sousa, 1984; Townsend et al., 1997). Inúmeros estudos procuraram avaliar a resposta de macroinvertebrados aquáticos a diferentes distúrbios realizados em banhados, apresentando um amplo espectro de respostas nas áreas avaliadas. (Szalay & Resh, 1997; Szalay & Cassidy, 2001; Martin & Neely, 2001; Kostecke et al., 2005; Schimidt et al., 2005; Rehage & Trexler, 2006)

O biomonitoramento com o uso de macroinvertebrados aquáticos constitui-se em uma importante ferramenta e legado para os órgãos de fiscalização ambiental (Rodrigues et al, 2006), uma vez que representam

informações ambientais com maior consistência, por responderem à diferentes fontes de distúrbios (Rosenberg & Resh, 1992) tipos avaliando-se outros compartimentos . A vantagem de se utilizar macroinvertebrados aquáticos na avaliação de distúrbios, deve-se ao fato, que estes respondem de diferentes formas a diferentes tipos de distúrbios ambientais e possuem um grande número de espécies, fornecendo um amplo espectro de respostas a estresses ambientais (Rosemberg & Resh, 1992).

Typha domingensis Pers é uma espécie rizomatosa, perene, podendo ser palustre ou aquática emergente. Sua importância ecossistêmica refere-se a grande quantidade de matéria orgânica produzida pela decomposição, e a participação da maior parte desta na teia alimentar de detritos (Santos & Esteves 2002, Gonçalves Jr, 2004). Comunidades de macrófitas aquáticas são importantes estruturadoras de ambientes aquáticos, pois geram complexidade espacial altamente ligada à abundância e a estrutura das comunidades de macroinvertebrados (Downing, 1991). Além disso, ambientes com macrófitas aquáticas fornecem aos macroinvertebrados proteção contra predadores, e fonte de alimento para organismos raspadores, detritívoros e predadores (Shaffer, 1998; Oertli & Lachavanne, 1995) que são fonte de alimento para aves e peixes.

T. domingensis costuma apresentar-se em densos estandes ocorrendo em várzeas úmidas, lagos, lagoas, canais e margens de rios, sendo muito comum em quase todo o território brasileiro (Kissmann, 1997) e com alta produtividade em escala global. Em alguns casos é considerada uma espécie indesejada devido ao seu comportamento invasor de rápido crescimento (Kostecke et al., 2005). No entanto, seu manejo ocorre de forma tradicional em

muitos lugares do mundo e seus rametes são coletados e utilizados para a confecção de utensílios domésticos e peças artesanais por agricultores e ribeirinhos (Coelho de Souza, 2003)(Anexos 1 e 2).

Considerando a importância para conservação e manutenção dos banhados e sua biota, e a crescente ameaça que estes vêm sofrendo ao longo dos anos, este trabalho tem como objetivos: (i) avaliar a influência do distúrbio de corte da macrófita aquática *T. domingensis* sobre os macroinvertebrados aquáticos e (ii) avaliar a regeneração da macrófita frente ao distúrbio de corte.

Materiais e métodos

Área de estudo

O experimento foi conduzido em uma área (~1ha)(Anexo 6) caracterizada por uma densa formação de *T. domingensis* (29°40'59,4''S - 50°12'21,2''O), em uma propriedade particular próxima a sede do município de Maquiné. O local é uma área de várzea inserida na bacia hidrográfica do rio Maquiné, localizada no litoral norte do Rio Grande do Sul, na porção sul da Floresta Pluvial Atlântica do Brasil (Fig. 1). Segundo a classificação proposta por Malthick et al. (2004) a área escolhida é classificada como um sistema palustre com lâmina d'água apresentando vegetação emergente, apresentando condições experimentais adequadas, devido a facilidade de acesso e apoio logístico, além de ser um local de coleta de *T. domingensis* por extrativistas da região. O clima da região é classificado como subtropical úmido, Cfa, segundo Köppen, (Moreno, 1961), com temperaturas médias acima de 22°C no mês mais quente e entre 13 e 15°C no mês mais frio (Nimer,1990). O número de habitantes do município é de 7615, sendo que 70 % destes se encontram na

zona rural, sendo a agricultura a atividade econômica dominante na região (IBGE, 2000).

Experimento de impacto sobre a fauna macroinvertebrados aquáticos

Para a avaliação do impacto do distúrbio de corte de rametes de *T. domingensis* sobre a fauna de macroinvertebrados aquáticos, foram delimitadas cinco parcelas de 2,5m x 5m em uma transecção de aproximadamente 50m. Em cada parcela foram delimitadas oito sub-parcelas de 1m² cada (Fig. 2). Em quatro sub-parcelas foi feito o corte da macrófita, a uma altura de aproximadamente 30 cm do rizoma, e as quatro restantes foram mantidas intactas como controles (Anexo 4). O experimento foi conduzido no ano de 2005, tendo início no dia 21 de junho e se estendendo por 182 dias.

Amostragem dos macroinvertebrados aquáticos

Após o início do experimento, foram sorteadas parcelas para coleta dos macroinvertebrados aquáticos, em cada período transcorrido após o distúrbio de corte: 1 dia, 26 , 60 , 89 e 182 dias. Em cada sub-parcela (1m²) foi coletada uma amostra de sedimento com o auxílio de um corer (Bradimarte, 2004) de PVC de 1,5m de comprimento com 10cm de diâmetro, introduzindo-se aproximadamente 20 cm no sedimento (Anexo 5). Após, as amostras foram acondicionadas em sacos plásticos, identificados e preservados com álcool 95%. Em laboratório as amostras foram lavadas em peneira com malha de 250µm e coradas com rosa-de-bengala. Os macroinvertebrados foram triados sob estereomicroscópio e conservados em álcool 70%, e após identificados em nível de família segundo MacCaferty (1981), Brinkhurst & Marchese (1989) e

Pennak (1989), com exceção dos táxons Turbellaria e Collembola. Os exemplares de Chironomidae foram classificados em Tanytopodinae e Chironominae, segundo Trivinho-Strixino & Strixino (1995). Dois morfotipos foram classificados neste estudo, apresentando baixas frequências sendo considerados no mesmo nível dos demais táxons amostrados para a realização das análises. A classificação em grupos funcionais (raspadores, predadores, coletores, filtradores, fragmentadores) foi baseado em McCaferty (1981), Merritt & Cummins (1996) e também na interpretação das descrições da história de vida dos invertebrados (Pennak, 1989), exceto para a família Hyallelidae, que foi baseada em Hargrave (1970).

Variáveis ambientais

Em campo foram medidas as seguintes variáveis ambientais: a temperatura da água e pH (pHmetro DIGIMED, modelo DM-2), oxigênio dissolvido (oxímetro ALFAKIT, modelo AT 140) e condutividade da água (condutímetro WTW, modelo LF 320). Em cada sub-parcela, nos tratamentos corte e controle, foram coletadas uma amostra de sedimento em cada tratamento, com o auxílio do corer, para determinação de teor de matéria orgânica. Esta análise foi realizada por calcinação à 550°C (Allen, 1974).

Regeneração e aspectos populacionais de *T. domingensis*

Durante o período de 13 julho a 17 dezembro de 2005, foi acompanhada a regeneração da macrófita em amostragens mensais (n=7). Para isto, foram escolhidas oito sub parcelas (1m²), sendo quatro com o tratamento de corte e quatro controles. A regeneração da macrófita foi determinada pela medição da

altura (a 20 cm do rizoma) de todos os rametes contidos nas parcelas demarcadas, nos dois tratamentos. Para tal, todos os indivíduos foram identificados com etiquetas plásticas numeradas e suas alturas e diâmetro acompanhados com fita métrica (Anexo 7). Cada novo ramete foi identificado, medido e acompanhado durante o experimento.

A estimativa de peso seco foi determinada por regressão linear através da medição e pesagem de 53 indivíduos de diferentes tamanhos, coletados em dezembro de 2005. Os valores de peso seco foram obtidos pela pesagem do material vegetal seco em estufa, com aeração forçada a 60°C por 120h. Para um melhor ajuste ao modelo, os valores de altura foram transformados em $\log(x)$. Durante as medições, os rametes encontrados em cada sub-parcela foram classificados segundo suas características vegetativas em morto, broto, adulto e presença ou ausência de inflorescências. Os critérios de classificação para as características vegetativas foram: morto, predominantemente senescente e tombados; broto, menores que 80 cm; adulto, maiores que 80 cm. Nas mesmas parcelas, brotos de *T. domingensis* (< 80 cm) foram acompanhados para verificar a influência do corte sobre o crescimento destes.

Análise estatística

Para testar o efeito do corte de *T. domingensis* sobre a fauna de macroinvertebrados aquáticos, foi realizada uma análise de variância (ANOVA, $p \leq 0,05$) com dois fatores (“período de coleta” e “tratamento”) para as seguintes variáveis-resposta: “número total de famílias”, “densidade total de macroinvertebrados”, cada “grupo funcional” e “todos os táxons amostrados” com abundância acima de 4% do total de indivíduos. Este critério de redução

de matriz biológica considera somente os táxons com abundância acima de 4%, pois espécies muito raras não formam padrões analisáveis (Field et al., 1982; Szalay & Resh, 1997). Para a realização das análises, as densidades de macroinvertebrados foram transformados em $\log(x+1)$ para reduzir a variação dos dados. A biomassa de *T. domingensis* contida nas parcelas foi comparada por teste-t para cada período de coleta

A existência de similaridade entre as densidades de invertebrados contidas nos diferentes tratamentos, tanto para os táxons como para os grupos funcionais, foi analisada através de um escalonamento multidimensional não métrico com um fator (One-way Non-metric Multidimensional Scaling, MDS) baseado em uma matriz de similaridade Bray-Curtis para cada período de coleta (Clarke & Warwick, 1994). Os dados de entrada para análise MDS consistiram nas densidades transformadas $\log(x+1)$ de todos os táxons, em todas as datas de coleta para ambos os tratamentos. O MDS foi realizado separadamente para cada data de coleta. As diferenças entre os tratamentos nos diferentes períodos de coleta foram testadas por uma Análise de Similaridade (ANOSIM) (Clarke, 1994) com as mesmas planilhas utilizadas para a realização do MDS.

Uma análise dos componentes principais (PCA) foi realizada para verificar a influência do tratamento e do período de coleta sobre as unidades amostrais coletadas. Para a realização da PCA foram usadas as densidades transformadas em $\log(x+1)$ de todos os táxons amostrados e dos grupos funcionais.

A influência do corte sobre o crescimento dos brotos acompanhados e sobre a biomassa quantificada foi testada pela realização de um teste-t para

cada período de coleta. A ANOVA, o teste-t e as regressões foram realizadas no programa R (R Development Core Team, 2006). As análises MDS e ANOSIM foram realizadas com o programa PRIMER e a PCA foi realizada no programa PC-ORD (McCune & Mefford, 1997).

Resultados

Resposta dos macroinvertebrados aquáticos

As características limnológicas da área de banhado são apresentadas na tabela 1. O pH da água variou entre 6,1 e 7,29; a condutividade variou 69,9 e 186,0; a temperatura da água variou entre 15,6° e 22,7°C; o oxigênio dissolvido variou entre 0,7 e 10,3 mg/l e a matéria orgânica variou entre 39,4% e 51%.

Foram coletados no total, 1056 macroinvertebrados aquáticos pertencentes a 23 grupos taxonômicos (Tabela 2). Os táxons considerados dominantes representam 84,8% do total de indivíduos. As famílias dominantes neste estudo foram Ceratopogonidae (36,3%), Naididae (11,4%), Tubificidae (11,7%), Enchytraeidae (9,0%), Sphaeriidae (9,6), Chironomidae (4,7%), Glossiphoniidae (4,7) e Hirudinidae (4,1).

Não foram observados valores de riqueza e densidade total média de táxons muito discrepantes entre os tratamentos nos diferentes períodos de coleta (Fig. 3). A ANOVA realizada detectou diferenças significativas no fator “período” para as variáveis-resposta “número de famílias” e “densidade total de invertebrados” sugerindo uma variação temporal para estas variáveis analisadas. No entanto, a influência dos tratamentos e a interação entre data e

tratamento não foram encontradas diferenças significativas, mostrando que o corte não afetou estes grupos ao longo do experimento (Tabela 3).

A ANOVA aplicada para os táxons dominantes detectou diferenças significativas para Tubificidae na interação entre “tratamento”, respondendo ao distúrbio de corte ao longo do experimento (Tabela 3). A densidade de Tubificidae apresentou diferenças pronunciadas no tratamento de corte nos períodos de 26 dias, 60 dias e 182 dias após o distúrbio (Fig. 4C). Os demais táxons considerados dominantes (Ceratopogonidae, Naididae, Enchytraeidae, Sphaeridae, Chironomidae e Glossiphonidae) apresentaram diferenças significativas somente para o fator “período”. Naididae apresentou uma variação mais acentuada ao final do experimento (Fig. 4 A,B), sendo detectadas diferenças significativas para o fator “período de coleta” (Tabela 3). Glossiphonidae apresentou diferenças significativas somente para o fator “período de coleta” (Tabela 3), apresentando uma maior abundância no tratamento de corte aos 26 dias após o distúrbio. Sphaeridae apresentou diferenças significativas somente para o fator tempo, com densidades elevadas no início e ao final do experimento (Fig.4F). Ceratopogonidae apresentou pequena variação entre os tratamentos e períodos após o distúrbio, sendo detectadas somente diferenças significativas no fator “período de coleta”, bem como Chironomidae (Tabela 3).

As ordenações MDS sugerem que não houveram diferenças entre os tratamentos em cada período de coleta (Fig. 5). O resultado das ordenações MDS foram confirmadas pela ANOSIM que não detectou diferenças significativas entre os tratamentos nos diferentes períodos após o corte

(ANOSIM: 1 dia, $r=0,063$, $p=0,37$; 26 dias, $r=-0,115$, $p=0,80$; 60 dias, $r=-0,146$, $p=0,88$; 89 dias, $r=0,26$, $p=0,08$; 182 dias, $r=-0,094$, $p=0,8$).

A PCA (Fig. 6A) mostrou que os primeiros dois eixos explicaram 34,54% da variabilidade dos dados. O eixo 1 explicou 20,8% e foi afetado positivamente por Collembola ($r=0,51$), Chironomidae ($r=0,34$) e Enchytraeidae ($r=0,34$). O segundo eixo explicou 13,7% da variação com uma influência positiva de Sphaeridae ($r = 0,75$), Enchytraeidae ($r=0,30$) e uma influência negativa de Limnaeidae ($r=-0,33$). A influência do tratamento sobre os eixos foi $r=-0,04$ (eixo 1) e $r=-0,04$ (eixo 2), e a influência do período de coleta sobre o eixo 1 ($r=0,23$) e sobre o eixo 2 ($r=-0,04$). Estes dados sugerem que outros fatores, além do “tratamento” e “período de coleta”, estão influenciando a variação dos dados.

Resposta dos grupos funcionais

Os macroinvertebrados aquáticos foram classificados em cinco grupos funcionais (Tabela 2). O grupo dos predadores foi o grupo dominante, representando 47,1%, os coletores representaram 35,9%, os filtradores 9,8%, os raspadores representaram 2,48% e o fragmentadores 0,5%. Os grupos dos predadores, raspadores e coletores estiveram presentes nos dois tratamentos e todos os períodos de coleta (Fig. 7), exceto os filtradores e fragmentadores que apresentaram ausências em determinados períodos durante a condução do experimento.

A ANOVA realizada com cada grupo funcional não detectou diferenças significativas para a interação entre “período de coleta” e “tratamento” (Tabela 4). O MDS realizado com os grupos funcionais não apresentou uma separação

nítida entre os tratamentos nos diferentes períodos de coleta (fig. 8). A ANOSIM confirmou que não houve diferenças significativas (ANOSIM: 1 dia, $r=-0,063$, $p=0,8$; 26 dias, $r=-0,01$, $p=0,37$; 60 dias, $r=-0,177$, $p=0,94$; 89 dias, $r=0,42$, $p=0,08$; 182 dias, $r=0,094$, $p=0,2$).

A PCA realizada com os grupos funcionais detectou que os dois primeiros eixos representaram 62,26% da variabilidade dos dados (fig. 6B). O eixo 1 explicou 32% da variação sendo influenciado negativamente pelo período de coleta ($r=-0,84$) e pelos organismos filtradores ($r=0,4$). O eixo dois explicou 29,5% da variação dos dados sendo influenciado principalmente por filtradores ($r=0,82$) e período de coleta ($r=0,47$). O tratamento teve pouca influência nos eixos 1 ($r=0,003$) e 2 ($r=-0,02$), evidenciando que o distúrbio de corte não foi capaz de influenciar drasticamente a variabilidade dos dados.

Regeneração de *T. domingensis*

A densidade de rametes intactos de *T. domingensis* no início do experimento foi de $38,0 \pm 3,7$ rametes/m² ($n=4$). Ao final do experimento (182 dias) a densidade foi de $28,0 \pm 2,3$ e $28,0 \pm 2,5$ rametes/m² nas parcelas de corte e controle, respectivamente. A estimativa de peso seco de *T. domingensis* do local avaliado foi definida pelo modelo $y=-0,3133508[-\exp (0,203461x)]$, ($r^2=0,89$).

O crescimento de *T. domingensis* foi acompanhado durante o período máximo de 182 dias. O crescimento de brotos de *T. domingensis* não apresentou diferenças significativas ($p>0,05$) entre os tratamentos a cada período de coleta de dados (Fig. 9A). As estimativas de peso seco da macrófita, contida em ambos os tratamentos, apresentaram diferenças

significativas ($p < 0,05$), somente nas coletas de 1 dia e 26 dias após o distúrbio de corte, as coletas seguintes não apresentaram diferenças significativas (Fig.9B). Entre as amostragens de 26 e 60 dias foi observado um decréscimo na biomassa.

Para as características vegetativas, foram detectadas diferenças significativas ($p < 0,05$) na coleta de 1 dia após o corte no número de indivíduos adultos. Nas demais características vegetativas levantadas não foram detectadas diferenças significativas em nenhuma data de coleta (Tabela 4).

Discussão

As características ambientais na formação de *T. domingensis* avaliada neste estudo são comuns de áreas úmidas e foram similares ao estudo realizado por Zozaya & Neiff (1991) na bacia do rio Paraná. Baixos valores de oxigênio dissolvido são esperados para estas áreas, devido ao alto consumo pelo processo de decomposição, acelerado por temperaturas quentes. Conseqüentemente, a fauna amostrada neste estudo é predominantemente característica de ambientes hipóxicos. Destaca-se a predominância de Oligochaeta e organismos pertencentes à ordem Diptera.

Considerando as características da formação de *T. domingensis* avaliada, uma área paludosa com pequena oscilação da coluna d'água (poucos centímetros), e a metodologia de amostragem, que considerou somente a fauna associada ao sedimento, uma baixa diversidade de macroinvertebrados foi observada neste estudo. No estudo realizado por Kostecke et al. (2005), em áreas pantanosas colonizadas por *Typha* spp, sujeitas ao manejo mecânico em grande escala com roçadeiras, pastejo de gado e queimadas, foi identificada

uma fauna similar (nº de táxons) à deste estudo. Szalay & Resh (1997), avaliaram áreas colonizadas por *Distichlis spicata* (Poaceae) perturbadas por corte manual e queimadas, e estas apresentaram uma fauna similar a este estudo com a presença de larvas aquáticas (Diptera), insetos adultos e Collembola.

Neste estudo foram identificadas diferenças significativas para o fator “período de coleta” em relação a “densidade total de invertebrados”, justificando variações temporais. A variação observada ao longo do tempo pode estar ligada às variações climáticas no decorrer do período, pois o experimento transcorreu entre o inverno e teve seu término no verão, considerando-se que variações na composição de macroinvertebrados ao longo do tempo são esperadas para invertebrados aquáticos. Uma variação na composição dos táxons, em relação ao tempo e cobertura vegetal em banhados, foi detectada, pois alguns invertebrados colonizam e/ou emergem em diferentes épocas do ano, fato que provavelmente tenha ocorrido em relação a Ceratopogonidae, esta observação foi feita no estudo realizado por Szalay & Resh (2000).

Em relação à resposta de invertebrados aquáticos frente ao distúrbio de corte, não foram verificadas diferenças significativas em relação à interação entre distúrbio de corte e o período. Esta resposta também foi visualizada para os grupos funcionais. Foram observadas diferenças na composição de táxons e uma variação temporal natural na densidade. A fraca resposta de invertebrados aquáticos frente á distúrbios mecânicos já foi observada por Frid et al (1997), que avaliou a resposta de invertebrados aquáticos ao distúrbio causado pelo manejo realizado com tratores leves em formações de *Spartina anglica*

(Poaceae). Kostecke et al (2005) também detectou poucas diferenças na resposta de invertebrados aquáticos frente ao manejo mecânico em *Typha* spp. No entanto, no trabalho realizado Szalay & Resh (1997), observou-se que as áreas colonizadas por *Distichlis spicata*, que foram sujeitas a distúrbios de corte e queimadas, apresentaram maiores abundâncias de quironomídeos, hemípteros e oligoquetos.

No estudo realizado por Frid et al (1997), foi observado o efeito de distúrbios mecânicos afetando oligoquetos em uma resposta de intensidade imediata a intermediária. Nossos dados mostram um efeito significativo para o efeito tratamento, onde Tubificidae responde negativamente ao distúrbio de corte.

A resposta dos invertebrados pode estar sendo determinada pelo tamanho da área perturbada, intensidade do distúrbio e a frequência destes nas áreas delimitadas. Áreas pequenas podem ser facilmente restabelecidas por uma fauna adulta e/ou com razoável facilidade de dispersão em áreas perturbadas < 2.000 cm² (Frid, 1999). A frequência dos distúrbios nas áreas perturbadas pode ter sido um dos fatores que possa ter contribuído para a fraca resposta dos invertebrados aquáticos, não sendo suficientes para uma mudança estrutural e funcional perceptível. A intensidade do corte também pode ter sido insuficiente, visto que a vegetação foi cortada somente uma vez durante o experimento não houve revolvimento do sedimento.

A fraca resposta da comunidade de macroinvertebrados aquáticos para os distúrbios de corte pode estar relacionada com a oscilação da coluna d'água, pelo regime pluviométrico da região na área de instalação do experimento. A variação da profundidade da coluna d'água (poucos cm) pode

ter possibilitado que os macroinvertebrados aquáticos de áreas fonte próximas, adjacentes ao local de estudo, colonizassem as sub-parcelas perturbadas, fato também observado no estudo realizado por Souza (1984). Alguns estudos usam o isolamento de áreas vegetais perturbadas com barreiras de tela para evitar a dispersão de invertebrados para outros tratamentos realizados e/ou colonização possibilitada por áreas intactas adjacentes (Szalay & Resh, 1997; Martin & Neely, 2001). Este artifício não foi utilizado neste estudo, portanto é possível que a colonização das sub parcelas perturbadas tenham sido colonizadas por invertebrados de áreas intactas, mascarando algum possível efeito causado pelo distúrbio de corte.

A rápida regeneração da macrófita combinada a outros fatores ambientais pode ter sido a principal força atuante, possibilitando a fauna de macroinvertebrados aquáticos uma alta resistência ao distúrbio de corte. *T. domingensis* tem hábito invasor em um amplo espectro, sendo um dos fatores evolutivos que contribuem para a alta resiliência da espécie, principalmente pelo crescimento clonal. A variação na biomassa (entre as coletas do período de 26 dias e 89 dias) pode ter sido causada pela estação mais fria do ano, pois, segundo Palma-Silva et al (2005), a influência de fatores ambientais pode afetar o balanço entre mortalidade e produtividade, determinando o incremento ou o declínio de estandes de *T. domingensis*.

As características vegetativas verificadas durante o experimento demonstraram um pequeno efeito sobre a macrófita que logo se regenerou após um período de 60 dias. Salienta-se que, a quantidade de inflorescências em ambos os tratamentos, não apresentaram diferenças significativas,

permitindo à planta a reprodução sexuada mesmo após poucos meses após seu corte.

Existe a necessidade da realização de experimentos em outros tipos de formações de *T. domingensis*, pois diferentes formações estão sujeitas as diferentes variáveis ambientais (e.g. características geomorfológicas, oscilação da coluna d'água e fetch) que podem influenciar um perfil diferenciado de resposta ao distúrbio de corte além do tamanho das parcelas perturbadas.

Conclusões

Os distúrbios de corte realizados experimentalmente não influenciaram drasticamente alterações na densidade e riqueza de macroinvertebrados aquáticos, exceto para Tubificidae que apresentou diferenças significativas para o fator tratamento. Pequenas variações da fauna de macroinvertebrados aquáticos foram relativas aos aspectos temporais. A escala, intensidade e a frequência empregada neste experimento, podem ter sido insuficientes para influenciar uma resposta drástica da fauna de macroinvertebrados. Do ponto de vista da macrófita, sugere-se que o manejo na área avaliada pode ser viável, pois esta apresenta altas taxas de crescimento e pouca interferência produção de gametas para a reprodução sexuada após o corte.

Referências

Allen, S. E. (ed.), 1974. Chemical analysis of ecological materials. Blackwell Scientific Publ., Oxford, England.

Bradimarte, A. L., Shimizu, G. Y., Anaya, M. & Kuhlmann, M. L., 2004. Amostragem de invertebrados bentônicos. In: Amostragem em Limnologia, Rima, São Carlos. 213-230.

Brinkhurst, R. O. & Marchese, M. R., 1989. Guide to the freshwater aquatic Oligochaeta of South and Central America. Association Ciencias Naturales del Litoral – São Tomé, Argentina. 236 p.

Clarke, K. R. & Warwick, R. M., 1994. Change in Marine Communities: An approach to statistical analysis and interpretation. Primer-E Ltd, Plymouth.

Coelho de Souza, G. 2003. Extrativismo em área de reserva da biosfera da Mata Atlântica no Rio Grande do Sul : um estudo etnobiológico em Maquiné. Thesis, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. 46-62.

Dowing, J. A. 1991. The effect of habitat structure on the spatial distribution of freshwater invertebrate populations. In: S. S. Bell; E.D. McCoy; H. R. Mushinsky (eds.). Habitat structure: the physical arrangement of objects in space. St. Edmundsbury Press, London: 87-102.

Field, J. G., Clarke, K. R. & Warwick, R. M., 1982. A practical strategy for analyzing multispecies distribution patterns. Marine Ecology – Progress series 8, p. 37-52.

Frid, C. L. J., Chandrasekara, W. U. & Davey, P., 1999. The restoration of mud flats invaded by common cord-grass (*Spartina anglica*, CE Hubbard) using mechanical disturbance and its effects on the macrobenthic fauna Aquatic Conservation : Marine and Freshwater Ecosystems. 9: 47–61.

Gonçalves, J. F. Jr.; Santos, A. M. & Esteves, F. de A. 2004. The influence of the chemical composition of *Typha domingensis* and *Nynphaea ampla* detritus on invertebrate colonization during decomposition in Brazilian coastal lagoon. Hydrobiologia, Dordrecht, 527: 125-137.

Hargrave, B.T., 1970. The utilization of benthic microflora by *Hyaella azteca* (Amphipoda). Journal of Animal Ecology 39:427-437.

IBGE, 2000. Censo demográfico Brasileiro . [on-line] Disponível na Internet via <http://www.ibge.gov.br/>. 21/01/2007.

Kostecke R. M., Smith, L. M. & Hands H.M., 2005. Macroivertebrate response to cattail management at cheyenne bottons, Kansas, USA. Wetlands 25(3): 758-763.

Kissmann, K. G., 1997. Plantas Infestantes e Nocivas. BASF, São Paulo.802-807.

Malthick, L., Rolon, A. S., & Garaging, D. L. & Sternest, C., 2004. Wetlands of Rio Grande do Sul, Brazil: a classification with emphasis on plant communities. Acta Limnologica Brasiliensia 16(2),137-151.

Martin, D. C. & Neely, R. K., 2001. Benthic macroinvertebrate response to sedimentation in a *Typha angustifolia* L. wetland. Wetlands Ecology and Management 9: 441-454.

McCaferty, M. 1981. Aquatic Entomology. Boston, Science Books International. 448 p.

McCune, B. & Mefford, M. J., 1997. Multivariate analysis of ecological data: version 4.0. Oregon, Gleneden Beach, MjM Software.

Merritt, R. W. & Cummins, K. W. (eds.), 1996. An introduction to the aquatic insects of North America (3rd ed.). Kendall/Hunt Publishing Co., Dubuque, Iowa, USA.

Moreno, J. A., 1961. Clima do Rio Grande do Sul. Secção de Geografia. Secretaria da Agricultura. Porto Alegre, 1961. 42p.

Nimer, E., 1990 Clima. In: IBGE. Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Geografia do Brasil: Região Sul. Rio de Janeiro, p151-187.

Oertli, B. & Lachavanne, J. B., 1995. The effects of shoot age on colonization of an emergent macrophyte (*Typha latifolia*) by macroinvertebrates. Freshwater Biology 34: 421-43.

Palma-Silva, C., Albertoni F. A. & Esteves, F. de A., 2005. Clonal Growth of *Typha domingensis* Pers., subject to drawdowns and interference of *Eleocharis mutata* (L.) Roem. et Shult. in a tropical coastal lagoon. Wetlands Ecology and Management 13: 191-198

Pennak, R.W., 1989. Freshwater invertebrates of the United States (3rd ed.) J. Willey & Sons, Inc, New York, USA. 769 p.

R Development Core Team. R: A language and environment for statistical computing (2006) Vienna, Austria, R Foundation for Statistical Computing. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org>.

Rodrigues, G. G., Silveira, T.C.L. & Barbosa, A.F., 2006. Macroinvertebrados Aquáticos e o Licenciamento Ambiental. Boletim da Sociedade Brasileira de Limnologia 35(2),47-51.

Rehage, J. S. & Trexler, J. C., 2006. Assessing the net effect of anthropogenic disturbance on aquatic communities in wetlands: community structure relative to distance from canals. Hydrobiologia 569, 359-373.

Rosenberg, D.M. & Resh, V. H., 1992. Introduction to Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates, In: Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates. Chapman & Hall, New York. p. 1-10

Santamaría, L., Klaassen, M, 2002. Waterbird-mediated dispersal of aquatic organisms: an introduction. Acta Oecologica 23, 115-119.

Santos, A. M. dos, & Esteves, F. de A., 2006. Primary production and mortality of *Eleocharis interstincta* in response to water level fluctuations. Aquatic Botany 74(3):189-199.

Sousa, W. P., 1984. Intertidal mosaics: patch size, propagule availability, and spatially patterns of succession. Ecology 65: 1918-1935

Shaffer, M., 1998. Ecology of Shallow lakes. Chapman & Hall, London.357 p.

Schmidt, M. H., Lefebvre, G., Poilin, B. & Tschardtke, T., 2005. Reed cutting affects arthropod communities, potentially reducing food for passerine birds. *Biological Conservation* 121:157-166.

Shine, C., Klemm, C., 1999. Wetlands, water and the law. Using law to advance wetland conservation and wise use. Ramsar Convention Bureau. Gland, Switzerland. 332 p.

Szalay, F. A. de & Resh, V., 1997. Responses of wetland invertebrates and plants in waterfowl diets to burning and mowing of emergent vegetation. *Wetlands* 17(1): 149-156.

Szalay, F. A. de & Resh, V., 2000. Factors influencing macroinvertebrate colonization of seasonal wetlands: responses to emergent plant cover. *Freshwater Biology* 45, 295-308. 2000.

Szalay, F. A. de & Cassidy, W., 2001. Effects of Muskrat (*Ondatra zibethicus*) Lodge Construction on Invertebrate Communities in a Great Lakes Coastal Wetland. *The American Midland Naturalist* 146: 300-310.

Tinner, R. W., 1983. Wetland indicators. Lewis. New York, USA. 392 p.

Townsend, C. R., Scarsbrook, M. R., and Doledec, S., 1997. The intermediate disturbance hypothesis, refugia, and biodiversity in streams. *Limnology and Oceanography* 42 (5): 938-949.

Trivinho-S trixino, S. & Strixino, G., 1995. Larvas de Chironomidae (Diptera) dos estado de São Paulo. Guia de identificação e diagnose dos gêneros. PPG-ERN/UFSCAR, São Carlos. 229 p.

Zozaya, I. Y. B. & Neiff, J. J., 1991. Decomposition and colonization by macroinvertebrates of *Typha latifolia* L. litter in chaco cattail swamp (Argentina). *Aquatic Botany* 40:185-193.

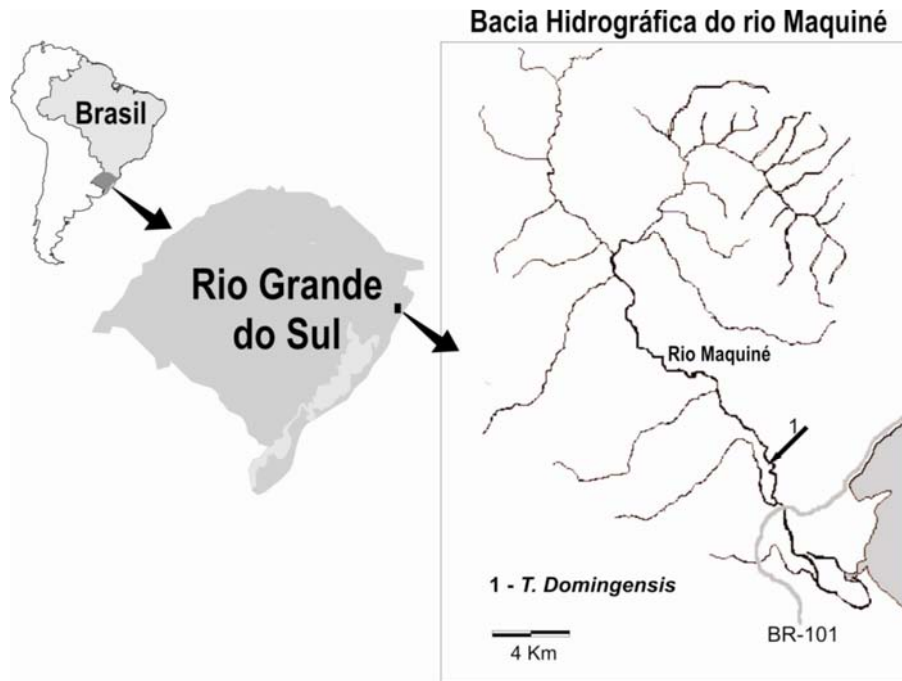


Figura 1: Mapa da área de estudo: Bacia Hidrográfica do Rio Maquiné, Rio Grande do Sul, Brasil. O nº 1 indica a área formada por uma densa formação de *Typha domingensis*, onde foram conduzidos os experimentos.

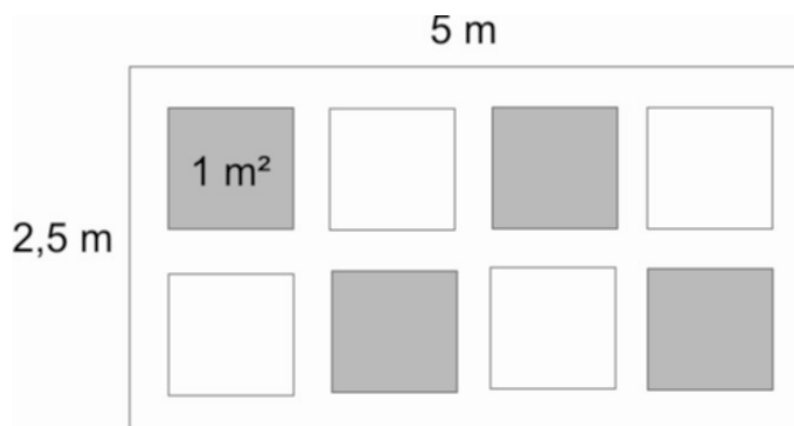


Figura 2: Esquema das parcelas delimitadas para realização dos cortes experimentais no experimento de distúrbio de corte em *T. domingensis*. As sub-parcelas em cinza representam os tratamentos de corte e as sub-parcelas em branco representam as parcelas controle.

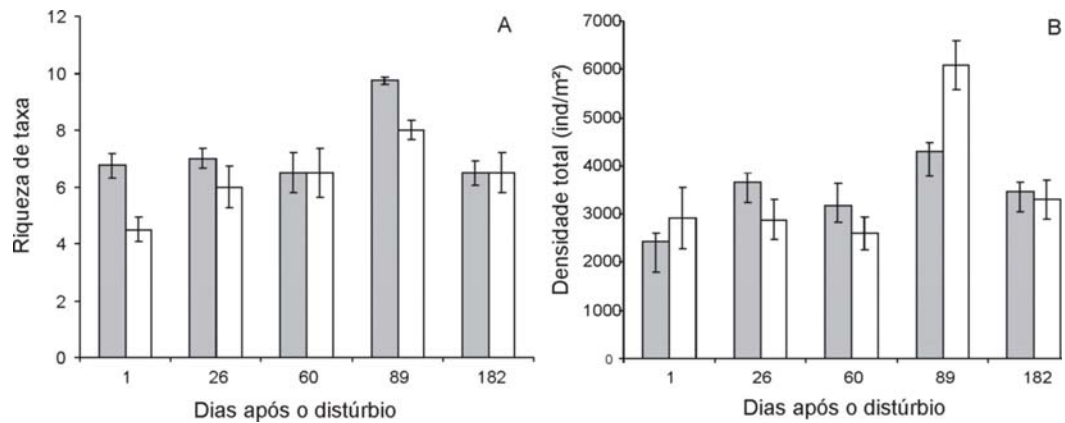


Figura 3: Riqueza média e densidade total de macroinvertebrados apresentados no experimento de distúrbio de corte em *T. domingensis* (E.P.) (n=4). A, Riqueza média de táxons; B, densidade média de macroinvertebrados, para os tratamentos controle (coluna cinza) e corte (coluna branca) durante a condução do experimento.

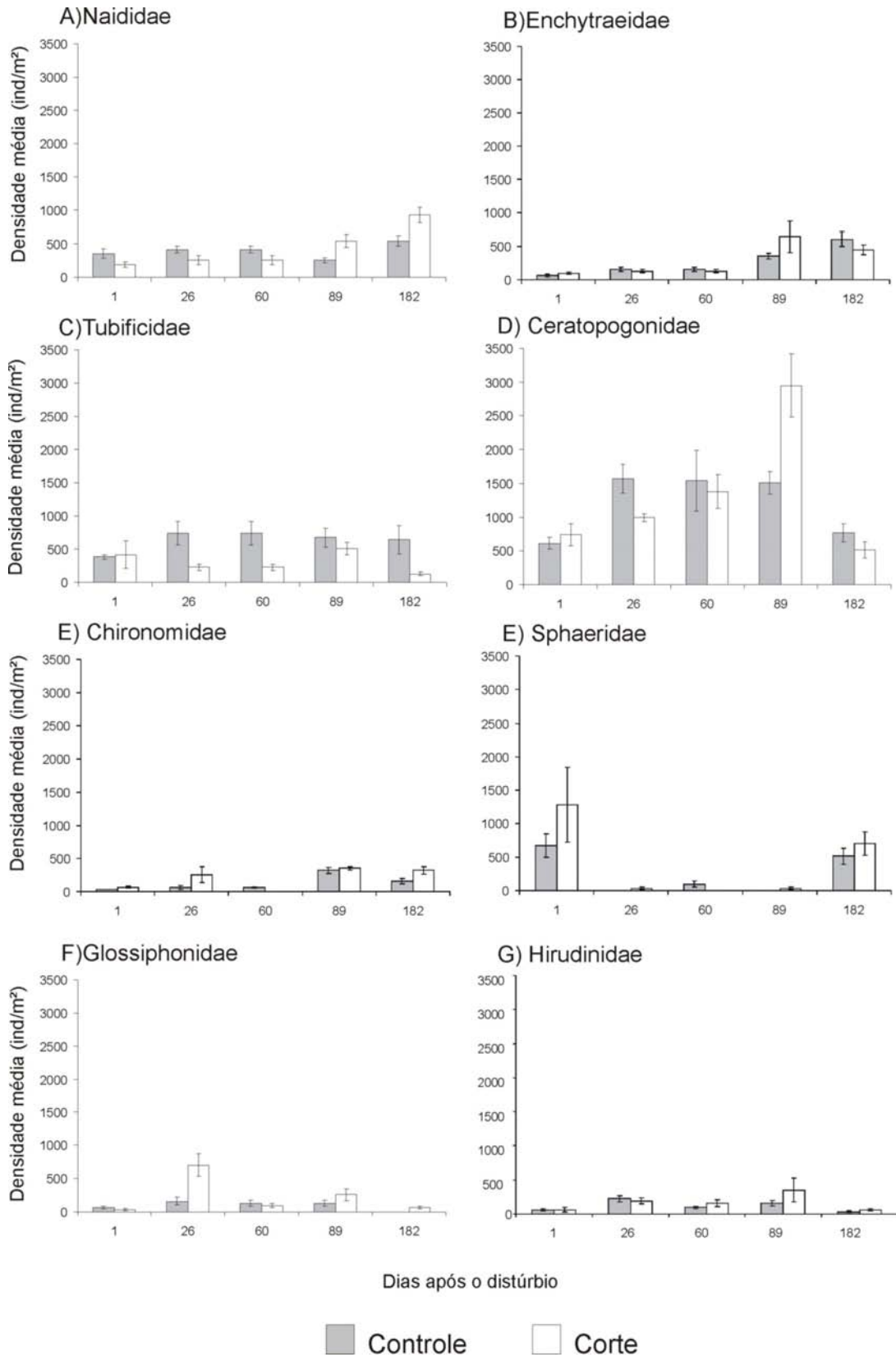


Figura 4: Densidade média dos táxons dominantes avaliados no experimento de distúrbio de corte em *T. domingensis* (E.P.) (n=4).

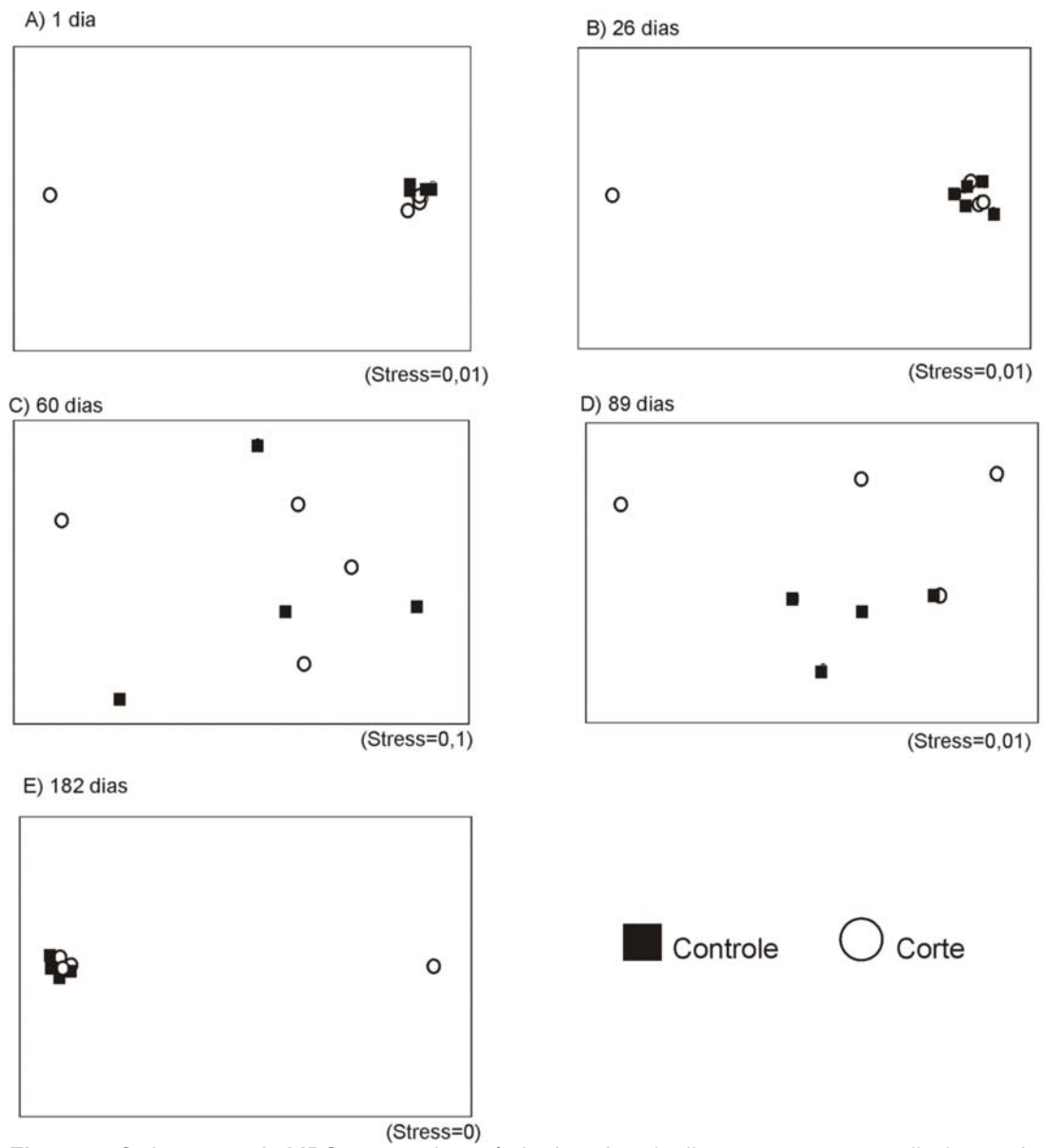


Figura 5: Ordenações de MDS para cada período de coleta (1 dia, 26, 60, 89 e 182 dias) usando a densidade de todos os táxons amostrados no experimento de distúrbio de corte em *T. domingensis*.

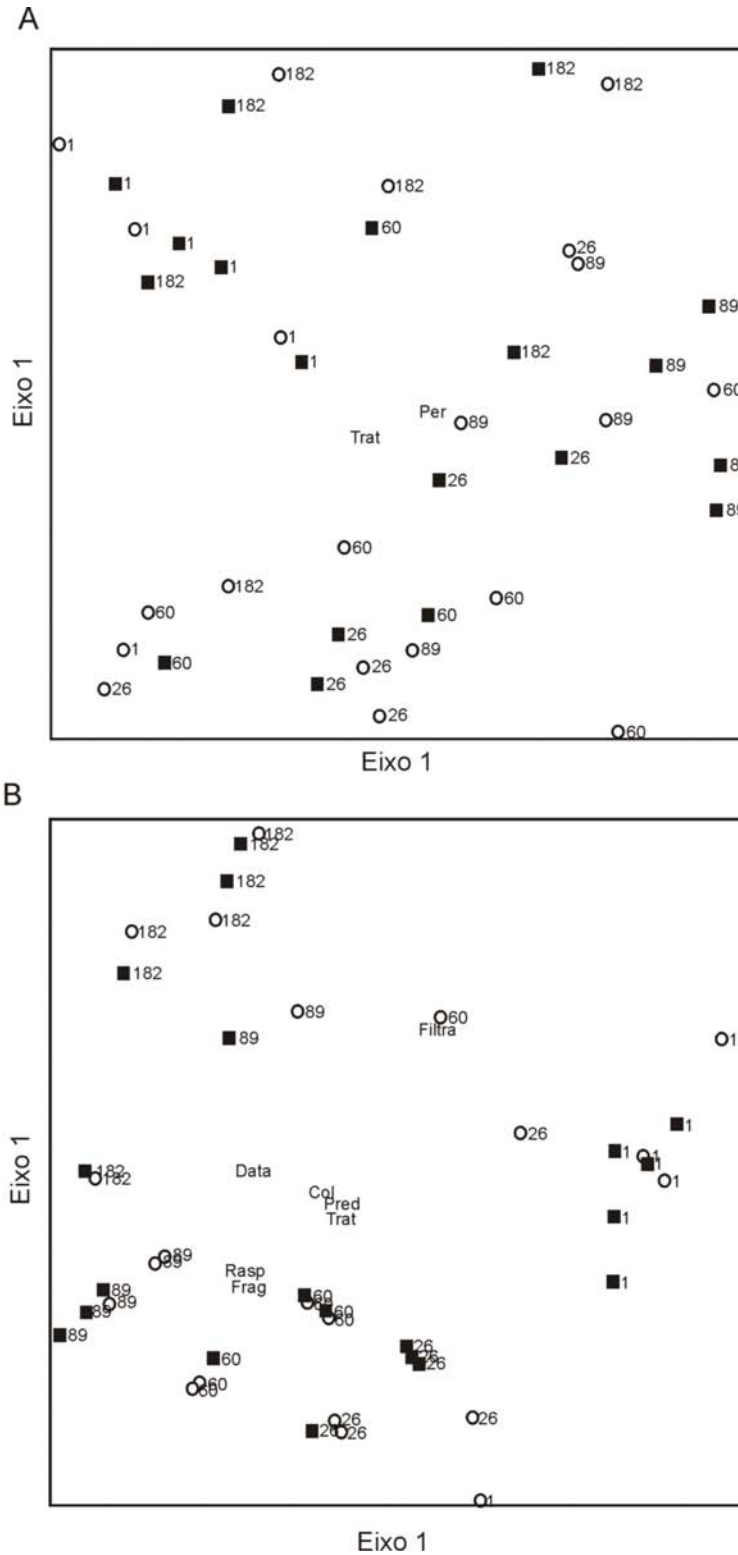


Figura 6: Análise dos componentes principais com as densidades dos táxons amostrados no experimento de distúrbio de corte em *T. domingensis*. **A**, táxons; **B**, grupos funcionais identificados. Os quadrados pretos representam as amostras dos tratamentos controle e os círculos representam as amostras dos tratamentos de corte. Os números apresentados ao lado de cada símbolo indicam o período de coleta. **Trat**, tratamento; **Per**, período de coleta; **Col**; coletores; **Pred**, predadores; **Filtra**, filtradores; **Col**, coletores; **Rasp**, raspadores.

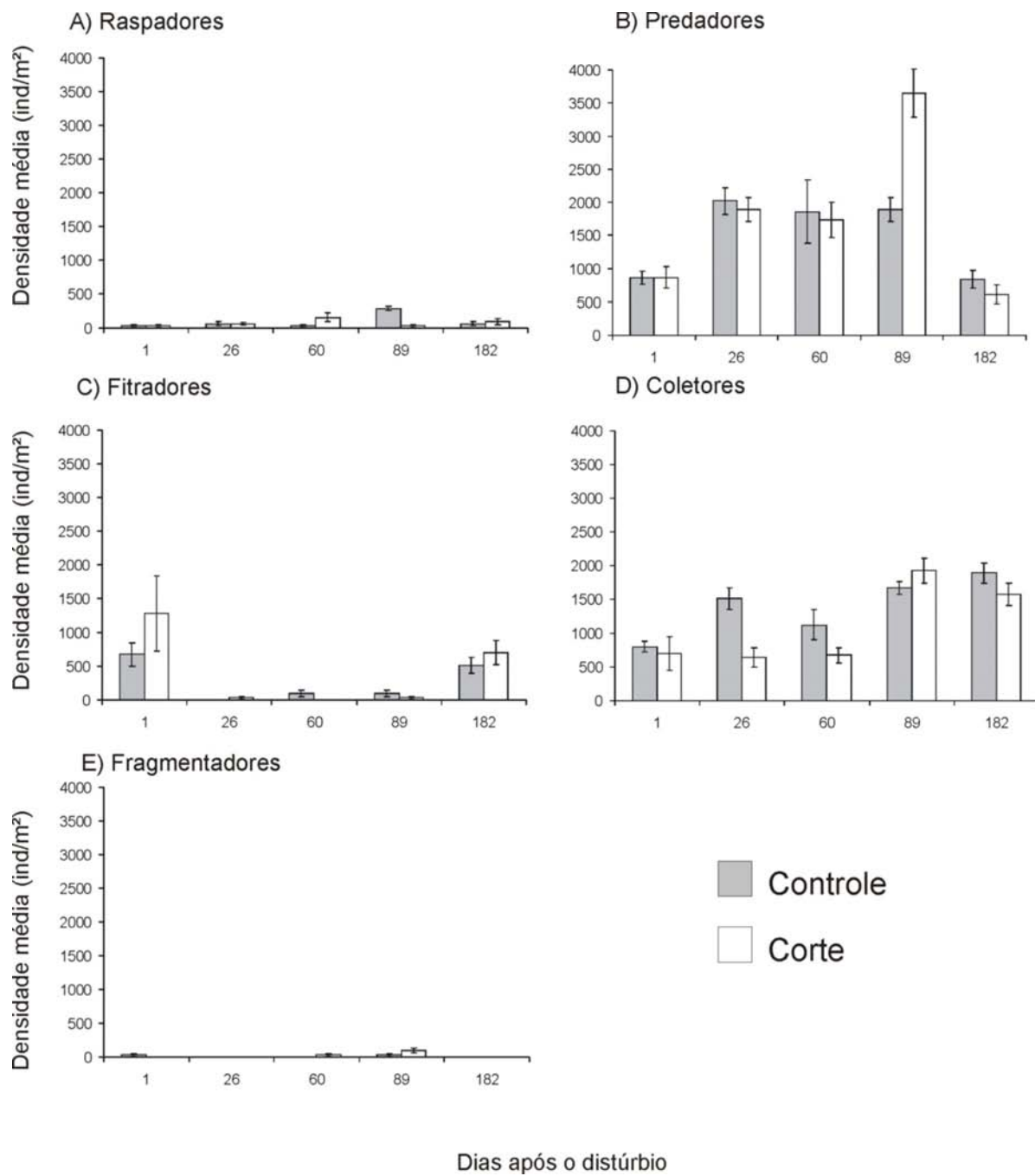


Figura 7: Densidade média dos grupos funcionais avaliados no experimento de distúrbio de corte em *T. domingensis* (E.P.) (n=4).

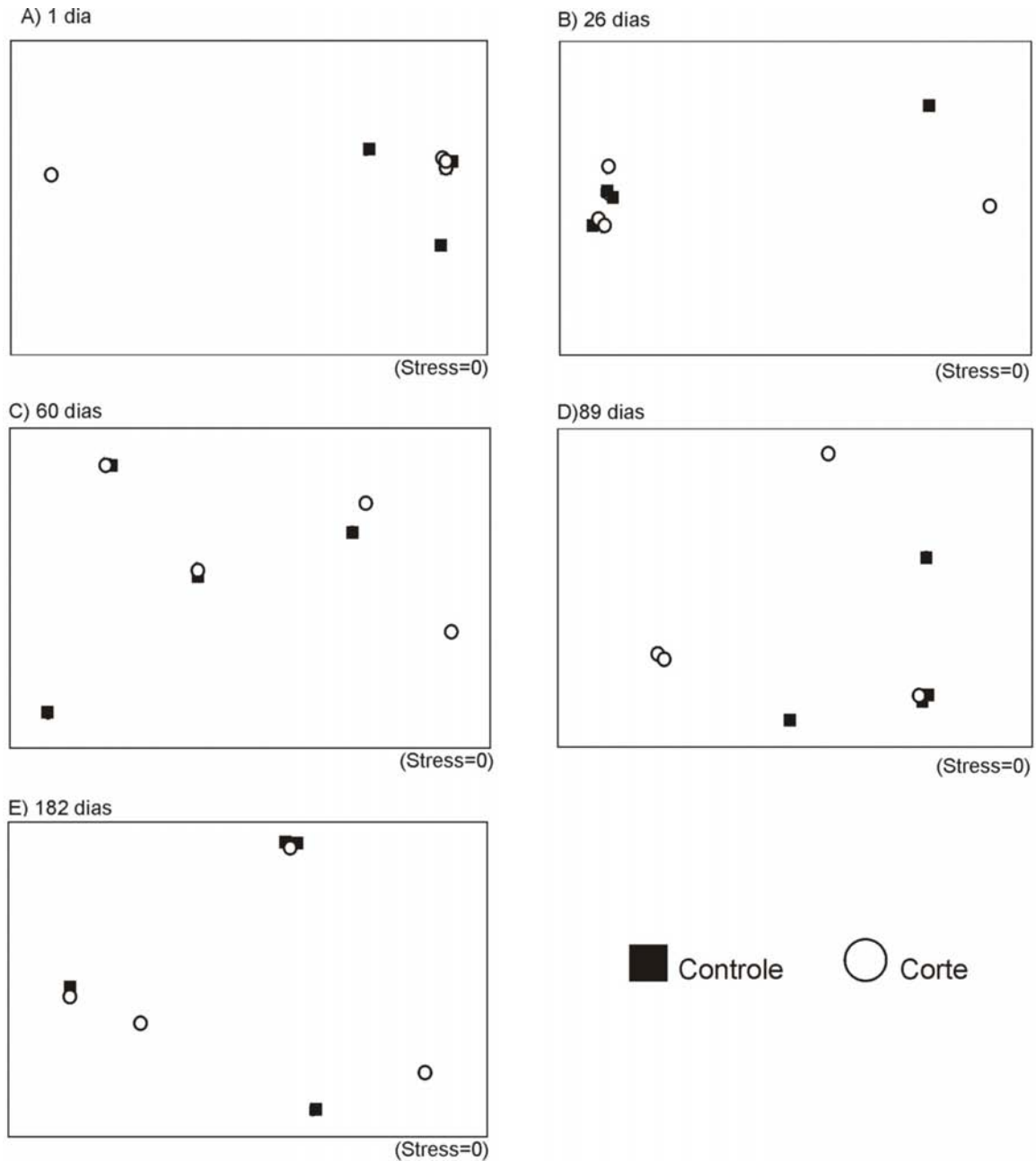


Figura 8: Ordenações MDS para cada período de coleta amostrado (1 dia, 26 dias, 60 dias, 89 dias e 182 dias após o corte) usando a densidade de grupos funcionais no experimento de distúrbio de corte em *T. domingensis*.

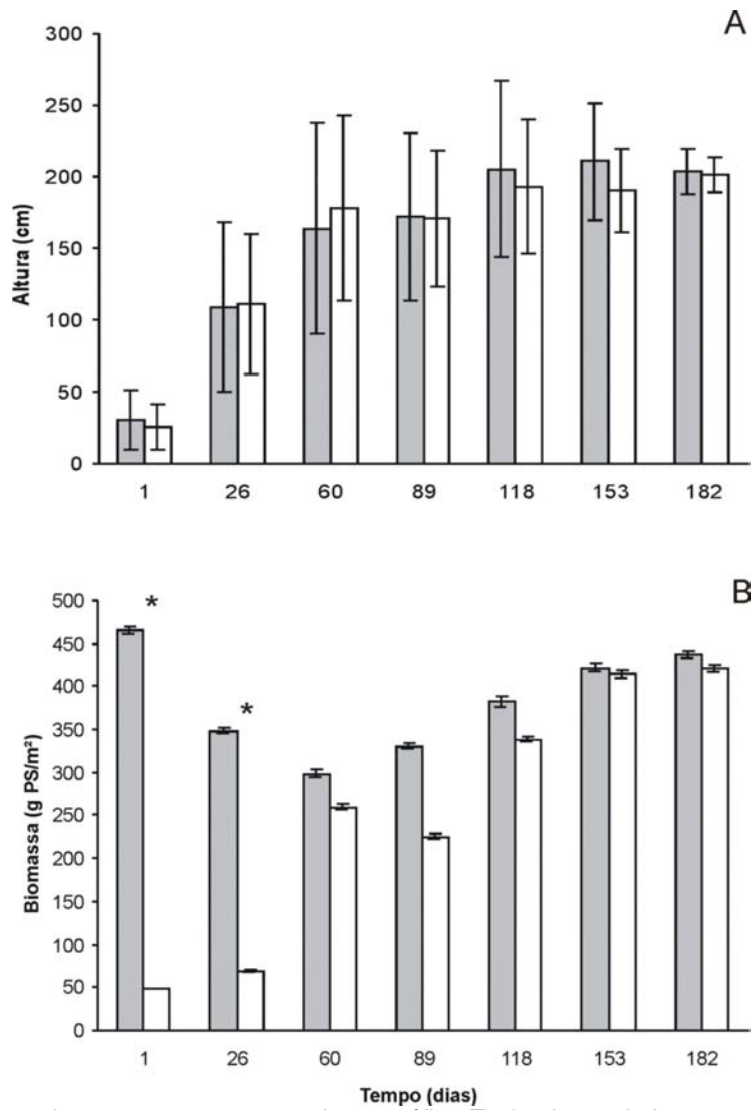


Figura 9: Crescimento e regeneração da macrófita *T. domingensis* frente ao distúrbio de corte para o tratamento controle (em cinza) e para o tratamento de corte (em branco)(D.P.). A, perfil de crescimento de brotos durante a realização do experimento; B, regeneração de *T. domingensis* frente ao distúrbio de corte. (n=4).

Tabela 1: Variáveis ambientais levantadas ao longo do experimento. Cont, tratamento controle; Corte, tratamento de corte.

	1 dia	26 dias	60 dias	89 dias	182
pH	7,29	7,0	6,82	-	6,1
OD mg/l	4,8	9,4	9	10,3	0,7
Cond. μ S/cm	69,9	138,0	117,0	186,0	90,7
Temp. água (°C)	15,6	16,6	20,1	20,1	22,7
M.O. (%)	39,4 (Cont.) 39,5 (Cort.)	41,2 (Cont.) 42,6 (Cort.)	39,9 (Cont.) 39,5 (Cort.)	46,1 (Cont.) 56,0 (Cort.)	- (Cont.) 51,0 (Cort.)

Tabela 2: Abundância média (Erro padrão) dos macroinvertebrados amostrados no experimento de distúrbio de corte em *T. domingensis*. Col, coletores; Pré, predadores; Fil, filtradores; Fra, fragmentadores; Ras, raspadores.

Taxa	1 dias		26 dias		60		89		182	
	controle	corte	controle	corte	controle	corte	controle	corte	controle	corte
Oligochaeta										
Naididae ^{col}	2,36(0,59)	0,32(0,15)	1,50(0,38)	0,54(2,00)	3,10(0,77)	0,20(1,00)	1,15(0,29)	0,77(4,25)	2,50(0,63)	0,88(7,25)
Enchytraeidae ^{col}	0,58(0,14)	0,13(0,75)	0,96(0,24)	0,20(1,00)	4,08(1,02)	0,54(2,00)	1,26(0,31)	1,86(5,00)	3,40(0,85)	0,60(3,50)
Tubificidae ^{col}	1,15(0,29)	1,63(3,25)	5,56(1,39)	0,38(1,75)	1,71(0,43)	0	4,43(1,11)	0,74(4,00)	6,73(1,68)	0,20(1,00)
Mollusca										
Limnaeidae ^{ras}	0	0,13(0,25)	1,00(0,25)	0,14(0,50)	0	0,35(1,00)	0,50(0,13)	0,13(0,25)	0	0
Biomphallaria ^{ras}	0	0	0	0	0	0,13(0,25)	0,96(0,24)	0	0	0
Sphaeridae ^{fil}	5,44(1,36)	4,34(10,0)	0	0,13(0,25)	1,50(0,38)	0	0	0,13(0,25)	3,74(0,94)	1,38(5,50)
Turbellaria ^{pre}	0	0	0	0	0,96(0,24)	0,25(0,50)	0,58(0,14)	0,13(0,250)	0	0
Hirudinea										
Glossiphonidae ^{pre}	0,58(0,14)	0,13(0,25)	1,89(0,47)	1,36(5,50)	1,41(0,35)	0,24(0,75)	1,41(0,35)	0,68(2,00)	0	0,14(0,50)
Hirudinidae ^{pre}	0,58(0,14)	0,25(0,50)	1,50(0,38)	0,32(1,50)	0,50(0,13)	0,38(1,25)	1,26(0,31)	1,38(2,75)	0,50(0,130)	0,14(0,50)
Insecta										
Diptera										
Ceratopogonidae ^{pre}	2,94(0,74)	1,26(5,75)	6,61(1,65)	0,43(7,75)	14,17(3,54)	1,95(10,75)	5,48(1,37)	3,65(23,00)	4,24(1,06)	0,97(3,75)
Chironomidae ^{pre, col}	0,58(0,14)	0,38(1,25)	1,89(0,47)	1,21(2,75)	1,00(0,250)	0	2,08(0,52)	0,32(4,50)	1,71(0,43)	0,72(2,75)
Culicidae ^{fil}	0	0	0	0	0	0	1,50(0,38)	0	0	0
Tabanidae ^{pre}	1,00(0,25)	0	0	0	0	0	0	0	0,50(0,13)	0
Tipulidae ^{fra}	0,50(0,13)	0	0	0	0	0,13(0,250)	0,50(0,13)	0,24(0,750)	0	0
Chaoboridae ^{pre}	0	0	0	1,21(2,75)	0	0	0	0,13(0,25)	0	0
Morfotipo 1 ^{col}	0	0	0,50(0,13)	0	0	0	0	0	0	0
Morfotipo 2 ^{col}	0	0	0	0	0,50(0,13)	0	0	0,63(1,25)	0	0
Odonata										
Ziogopectera ^{pre}	0,50(0,13)	0	0	0	0	0	0	0,13(0,25)	0	0
Coleoptera										
Dysticidae ^{pre}	0	0	0,50(0,13)	0	0	0	0	0	0	0
Hidrophilidae ^{col}	0	0	0,58(0,14)	0	0	0	0	0	0	0
Heteroptera										
Belostomatidae ^{pre}	0	0	0	0	0	0,13(0,25)	0	0	0	0
Crustacea										
Hyalellidae ^{ras}	0,50(0,13)	0	0	0	0,50(0,13)	0	0,50(0,13)	0	1,00(0,25)	0,38(0,75)
Collembola ^{col}	0	0	0,96(0,24)	0,13(0,25)	1,15(0,29)	0,38(1,25)	2,71(0,68)	0,14(0,50)	0,96(0,24)	0,25(0,50)

Tabela 3: Resumo da ANOVA realizada para investigar o efeito do corte de *T. domingensis* sobre os MIBs. P, período de coleta; T, tratamento; P*T; interação entre período de coleta e tratamento.

Efeito	g.l.	Número de famílias	Dens. de invertebrados	Naididade	Enchytraeidae	Tubificidae
		F	F	F	F	F
P	4	2,37 ^b	2,19 ^d	2,53 ^c	2,22 ^d	1,26
T	1	1,99	0,34	0,17	0,05b	4,85 ^c
D*T	4	0,41	0,34	1,06	0,06	0,43

Efeito	g.l.	Caratopogonidae	Chironomidae	Sphaeriidae	Glossiphonidae	Hirudinidae
		F	F	F	F	F
P	4	4,00 ^c	6,42 ^a	7,07 ^a	2,39c	0,91
T	1	0,06	0,71	0,0009	1,78	0,54
D*T	4	0,62	0,81	0,17	0,93	0,36

^a = $p \leq 0,001$; ^b = $<0,01$; ^c = $\leq 0,05$; ^d = $p \leq 0,1$

Tabela 4: Resumo da ANOVA realizada para investigar o efeito do corte de *T. domingensis* sobre os grupos funcionais de macroinvertebrados. P, período de coleta; T, tratamento; D*T; interação entre período de coleta e tratamento.

Efeito	g.l.	Raspadores	Predadores	Filtradores	Coletores	Fragmentadores
		F	F	F	F	F
P	4	3,05c	0,86	6,88 ^a	2,04	1,81
T	1	0,35	0,16	0,15	2,99d	1,28
D*T	4	0,71	1,65	0,35	1,06	0,83

^a = $p \leq 0,001$; ^b = $p \leq 0,01$; ^c = $p \leq 0,05$; ^d = $p \leq 0,1$

Tabela 4: Estados vegetativos de *T. domingensis* encontrados durante o experimento (D.P).

Coleta	Mortos ^a		Brotos ^b		Adultos ^c		Inflorescentes	
	controle	corte	controle	corte	controle	corte	controle	corte
1	0	0	1,7(2,2)	3(1,7)	43,7(3,6)	0*	0	0
26	10(6,7)	22(16,6)	31(1,2)	5(3,8)	18,5(7,7)	5(2,5)	0	0
60	8(7,2)	25(15,7)	1,5(1,8)	2,7(5,3)	16,2(5,6)	17,5(2,1)	0	0
89	14(6,3)	14,7(3,6)	2,2(1,5)	1(0,5)	21,5(8,9)	15,5(2,2)	2,2(1,5)	0
118	5,5(0,57)	3,2(1)	0,5(0,57)	1,7(0,9)	22,5(6,9)	23,2(1,6)	0,2(0,5)	0
153	0,7(1)	0,2(0,5)	1,2(2,5)	0,2(0,5)	29,0(3,4)	19,0(2,6)	4,7(5,1)	5,2(3,3)
182	0,2(0,5)	0,2(0,5)	0,7(2,4)	1(2)	25,7(3,3)	23,2(3,5)	8(3,1)	7,2(5)

^a, predominantemente mortos e tombados; ^b, com tamanho < 80 cm; ^c, com tamanho > 80cm.

Considerações finais

A partir da análise dos resultados finais desta pesquisa pode-se concluir que os objetivos propostos foram alcançados. Foi possível avaliar a resposta de macroinvertebrados frente ao distúrbio de corte. Os resultados dos dois experimentos apresentados nesta dissertação mostraram que o distúrbio de corte em pequenas escalas não teve intensidade e frequência suficientes para causar mudanças drásticas na fauna de macroinvertebrados. Além disso, a rápida regeneração de *T. domingensis* pode ter sido um dos fatores para a resistência da fauna de macroinvertebrados. Este estudo também mostrou que fatores como o tempo e variáveis ambientais foram mais importantes que os tratamentos aplicados na vegetação. Não foi possível mensurar regeneração vegetal de *S. californicus* por limitações metodológicas, sendo uma demanda a ser concluída futuramente.

Com a realização deste trabalho outras questões foram levantadas e estas nortearão os próximos passos para a linha de pesquisa. Uma das questões relaciona-se aos diferentes locais onde podem ser feitos os distúrbios de corte. Formações de *T. domingensis* e *S. californicus* estão localizadas em diferentes situações ambientais na região de estudo. Estas diferentes localidades podem possuir padrões diferenciados de macroinvertebrados associados, que podem responder de diferentes formas ao distúrbio. Outra questão se resume a escala do distúrbio, possivelmente se o corte for realizado em áreas maiores ($>1\text{m}^2$) possa ocorrer uma variação nas taxas de colonização, sendo um ponto importante a ser avaliado.

Para a conservação dos nossos recursos naturais é imprescindível o desenvolvimento de ferramentas de avaliação ambiental capazes de validar ou não atividades econômicas utilizando recursos naturais. E paralelamente, informar as instituições envolvidas (prefeituras, comércio, extrativistas, pescadores e agricultores), através dos comitês de bacia, sobre os possíveis danos que estas atividades possam causar ao meio ambiente, se realizadas de maneira não tradicional.

Como produto final desta pesquisa, espera-se ainda contribuir de maneira eficiente para a montagem de um protocolo de melhores práticas para extração sustentável de recursos advindos dos banhados e lagoas da Planície Costeira do sul do Brasil e encosta atlântica, além de servir de estímulo a outros pesquisadores trabalharem com a questão de distúrbios em ecossistemas de banhados e lagoas.

Anexos



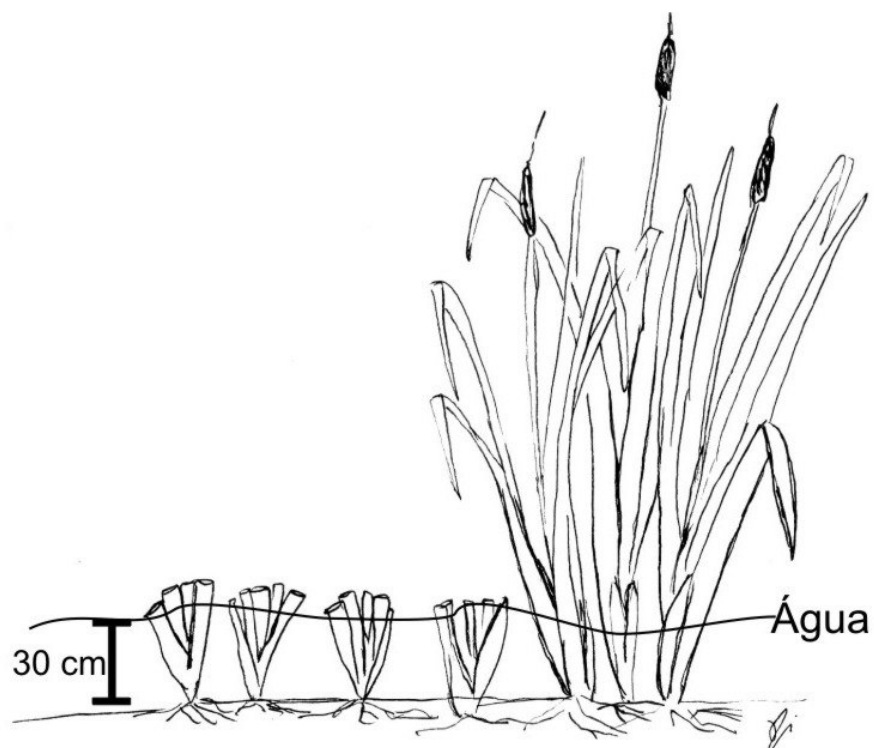
Anexo 1: Exemplos de algumas peças artesanais e sua fabricação por artesãos da região de estudo. A, bolsa confeccionada com a fibra de *T. domingensis*; B, cadeira com assento confeccionado com fibra de *T. domingensis*; C, artesão confeccionando esteira com a fibra de *S. californicus*; D, artesã confeccionando uma bolsa com a fibra de *T. domingensis*; E, esteiras de *S. californicus* prontas para o uso.



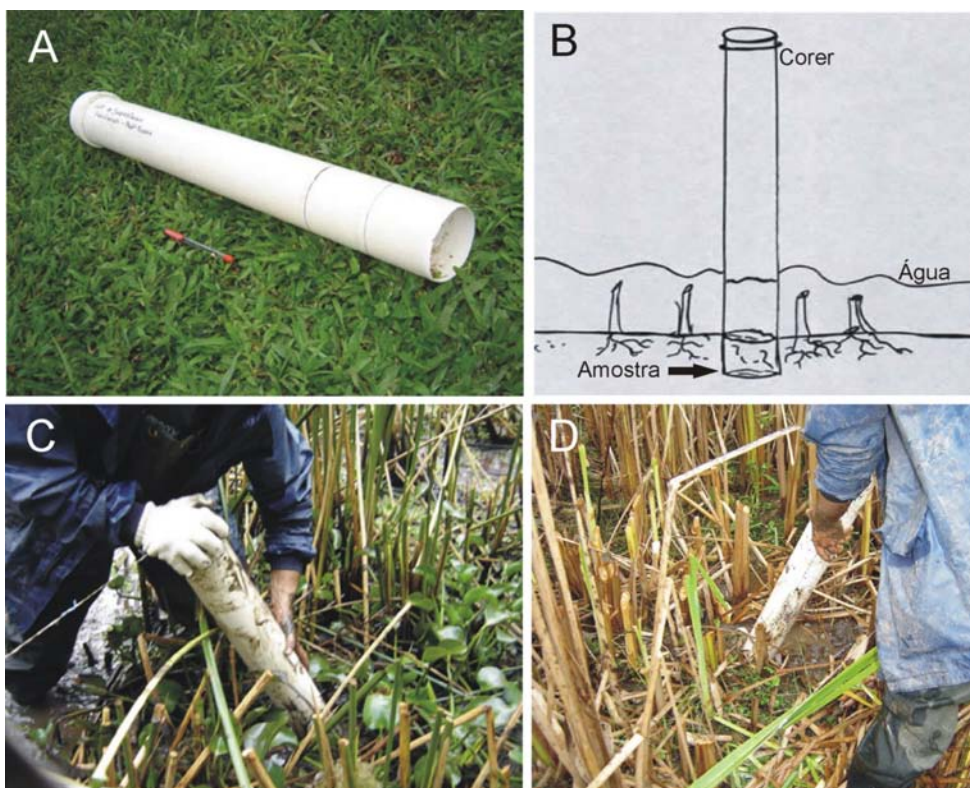
Anexo 2: Coleta de *T. domingensis* e no detalhe, um esquema do aspecto do local coletado após o corte.



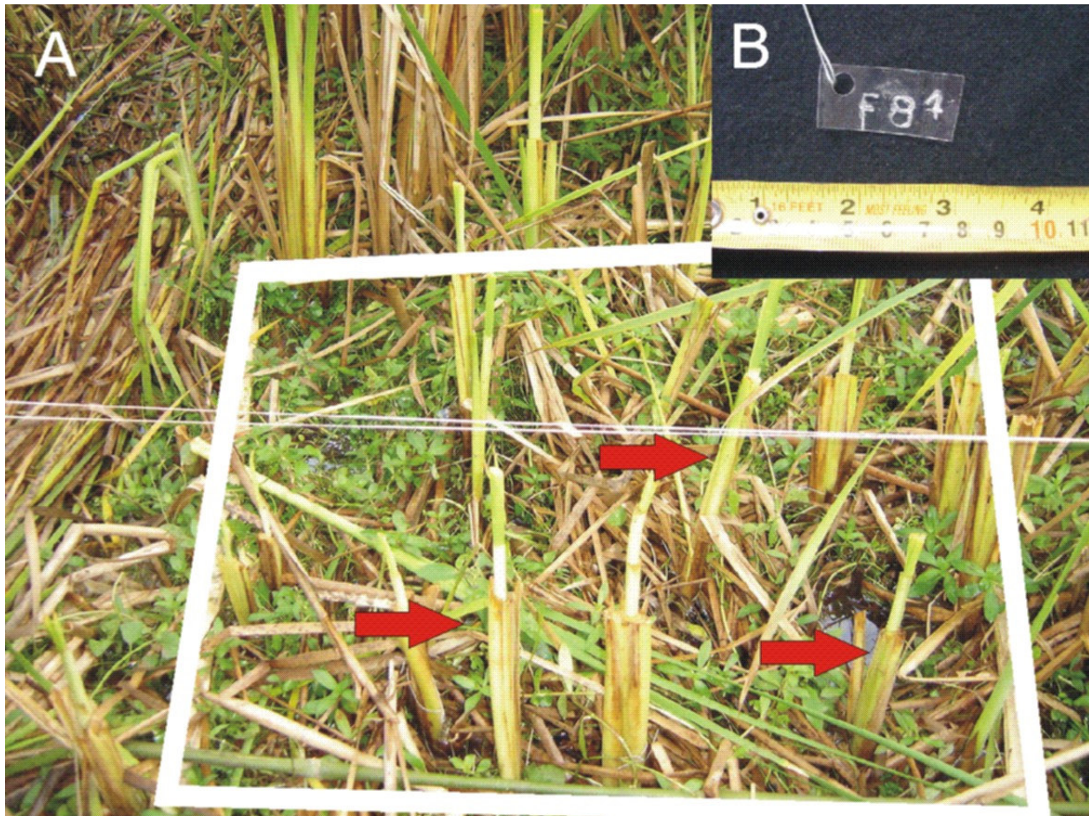
Anexo 3: Local de realização do experimento na margem da lagoa do Quadros, ao fundo são visualizadas as escarpas da Serra Geral.



Anexo 4: Esquema representando o aspecto final das formações de *T. domingensis* e *S. californicus* após o corte experimental.



Anexo 5: Metodologia de coleta empregada neste estudo. A; corer utilizado; B, esquema representando a metodologia de coleta empregada; C, coleta na área no experimento em *S. californicus*; D, coleta na área no experimento em *T. domingensis*.



Anexo 7: Sub-parcela do experimento de corte de *T. domingensis*. A, sub-parcela; B, etiqueta plástica usada para identificação dos indivíduos contidos nas parcelas. A linha branca delimita a parcela desbastada e as setas vermelhas indicam alguns indivíduos que foram cortados.

APÊNDICES

APÊNDICE 1

Normas para a publicação de artigos na revista Hydrobiologia

Aims & scope

Hydrobiologia publishes original articles in the fields of limnology and marine science that are of interest to a broad and international audience. The scope of *Hydrobiologia* comprises the biology of rivers, lakes, estuaries and oceans and includes palaeolimnology and -oceanology, taxonomy, parasitology, biogeography, and all aspects of theoretical and applied aquatic ecology, management and conservation, ecotoxicology, and pollution. Purely technological, chemical and physical research, and all biochemical and physiological work that, while using aquatic biota as test-objects, is unrelated to biological problems, fall outside the journal's scope. All papers should be written in English. THERE IS NO PAGE CHARGE, provided that manuscript length, and number and size of tables and figures are reasonable (see below). Long tables, species lists, and other protocols may be put on any web site and this can be indicated in the manuscript. Purely descriptive work, whether limnological, ecological or taxonomic, can only be considered if it is firmly embedded in a larger biological framework.

Editorial policy

Submitted manuscripts will first be checked for language, presentation, and style. Scientists who use English as a foreign language are strongly recommended to have their manuscript read by a native English-speaking colleague. Manuscripts which are substandard in these respects will be returned without review.

Papers which conform to journal scope and style are sent to at least 2 referees, mostly through a member of the editorial board, who will then act as coordination editor. Manuscripts returned to authors with referee reports should be revised and sent back to the editorial as soon as possible. Final decisions on acceptance or rejection are made by the editor-in-chief. *Hydrobiologia* endeavours to publish any paper within 6 months of acceptance. To achieve this, the number of volumes to be published per annum is readjusted periodically.

Categories of contributions

There are four categories of contributions to *Hydrobiologia*:

[1.] **Primary research papers** generally comprise up to 25 printed pages (including tables, figures and references) and constitute the bulk of the output of the journal. These papers **MUST** be organized according to the standard structure of a scientific paper: Introduction, Materials and Methods, Results, Discussion, Conclusion, Acknowledgements, References, Tables, Figure captions.

[2.] **Short research notes**, 2-4 printed pages, present concise information on timely topics. Abstract, key words and references are required; the remainder is presented as continuous text.

[3.] **Review papers**, and **Taxonomic revisions** are long papers; prospective authors should consult with the editor before submitting such a long manuscript, either directly or through a member of the editorial board. Review papers may have quotations (text and illustrations) from previously published work, but authors are responsible for obtaining copyright clearance wherever this applies.

[4.] **Opinion papers** reflect authors' points of view on hot topics in aquatic sciences. Such papers can present novel ideas, comments on previously published work or extended book reviews. Occasionally, regular volumes contain a special section devoted to topical collections of papers: for example, Salt Ecosystems Section and Aquatic Restoration Section.

Online manuscript submission

Hydrobiologia has a fully web-enabled manuscript submission and review system. This system offers authors the option of tracking in real time the review process of their manuscripts. The online manuscript and review system offers easy and straightforward login and submission procedures. It supports a wide range of submission file formats, including Word, WordPerfect, RTF, TXT and LaTeX for article text and TIFF, EPS, PS, GIF, JPEG and PPT for figures. PDF is not a recommended format.

Manuscripts should be submitted to:

<http://hydr.editorialmanager.com>

<http://hydr.edmgr.com>

Authors are requested to download the Consent-to-Publish and Transfer of Copyrights form from this system. Please send a completed and signed form either by mail or fax to the Hydrobiologia Office.

NOTE: By using the online manuscript submission and review system, it is NOT necessary to submit the

manuscript also as printout + disk. If you encounter any difficulties while submitting your manuscript online, please get in touch with the responsible Editorial Assistant by clicking on 'CONTACT US' from the toolbar.

Electronic figures

Electronic versions of your figures must be supplied. For vector graphics, EPS is the preferred format. For bitmapped graphics, TIFF is the preferred format. The following resolutions are optimal: line-figures - 600 - 1200 dpi; photographs - 300 dpi; screen dumps - leave as is. Colour figures can be submitted in the RGB colour system. Font-related problems can be avoided by using standard fonts such as Times New Roman, Courier and Helvetica.

Colour figures

Springer offers two options for reproducing colour illustrations in your article. Please let us know what you prefer: 1) Free online colour. The colour figure will only appear in colour on www.springer.com and not in the printed version of the journal. 2) Online and printed colour. The colour figures will appear in colour on our website and in the printed version of the journal. The charges are EUR 950/USD 1150 per article.

Language

We appreciate any efforts that you make to ensure that the language use is corrected before submission. This will greatly improve the legibility of your paper if English is not your first language.

Preparing the manuscript

Manuscripts should conform to standard rules of English grammar and style. Either British or American spelling may be used, but consistently throughout the article. Conciseness in writing is a major asset as competition for space is keen.

The Council of Biology Editors Style Manual (4th edition, 1978; available from the Council of Biology Editors, Inc., 9650 Rockville Pike, Bethesda, MD 20814, USA) is recommended as a vademecum for matters of style, form and for the use of symbols and units (see <http://www.lib.ohiostate.edu/guides/cbegd.html>). The conventions of the International Union of Pure and Applied Chemistry, and the recommendations of the IUPAC-IUB Combined Commission on Biochemical Nomenclature should be applied for chemical nomenclature (see <http://www.hgu.mrc.ac.uk/Softdata/Misc/ambcode.htm>).

The contents of manuscripts should be well-organized. Page one should show the title of the contribution, name(s) of the author(s), address(es) of affiliation(s) and up to six key words. The first page should also include the following statement: "This paper has not been submitted elsewhere in identical or similar form, nor will it be during the first three months after its submission to *Hydrobiologia*." The abstract should appear on page two. The body of the text should begin on page three. Names of plants and animals and occasional expressions in Latin or Greek should be typed in italics. All other markings will be made by the publisher.

Authors are urged to comply with the rules of biological nomenclature, as expressed in the International Code of Zoological Nomenclature, the International Code of Botanical Nomenclature, and the International Code of Nomenclature of Bacteria. When a species name is used for the first time in an article, it should be stated in full, and the name of its describer should also be given. Descriptions of new taxa should comprise official repository of types (holotype and paratypes), author's collections as repositories of types are unacceptable.

References

References in the text will use the name and year system: Adam & Eve (1983) or (Adam & Eve, 1983). For more than two authors, use Adam et al. (1982). References to a particular page, table or figure in any published work is made as follows: Brown (1966: 182) or Brown (1966: 182, fig. 2). Cite only published items; grey literature (abstracts, theses, reports, etc) should be avoided as much as possible. Papers which are unpublished or in press should be cited only if formally accepted for publication. References will follow the styles as given in the examples below, i.e. journals are NOT abbreviated (as from January 2003), only volume numbers (not issues) are given, only normal fonts are used, no bold or italic.

Engel, S. & S. A. Nichols, 1994. Aquatic macrophytes growth in a turbid windswept lake. *Journal of Freshwater Ecology* 9: 97-109.

Horne, D. J., A. Cohen & K. Martens, 2002. Biology, taxonomy and identification techniques. In Holmes,

J. A. & A. Chivas (eds), The Ostracoda: Applications in Quaternary Research. American Geophysical Union, Washington DC: 6-36.
Maitland, P. S. & R. Campbell, 1992. Fresh Water Fishes. Harper Collins Publishers, London.
Tatrai, I., E. H. R. R. Lammens, A. W. Breukelaar & J. G. P. Klein Breteler, 1994. The impact of mature cyprinid fish on the composition and biomass of benthic macroinvertebrates. Archiv fr Hydrobiologie 131: 309-320.

Offprints and copyright

Fifty offprints of each article will be provided free of charge. Additional offprints can be ordered when proofs are returned to the publishers. The corresponding author of each paper accepted for publication will receive a Consent-to-Publish/Copyright form to sign and return to the Publisher as a prerequisite for publication.

Developments in Hydrobiology

The book series *Developments in Hydrobiology* reprints verbatim, but under hard cover, the proceedings of specialized scientific meetings which also appear in *Hydrobiologia*, with the aim of making these available to individuals not necessarily interested in subscribing to the journal itself. Papers in these volumes must be cited by their original reference in *Hydrobiologia*. In addition, *Developments in Hydrobiology* also publishes monographic studies, handbooks, and multi-author edited volumes on aquatic ecosystems, aquatic communities, or any major research effort connected with the aquatic environment, which fall outside the publishing policy of *Hydrobiologia*, but are printed in the same format and follow the same conventions. Guest editors of such volumes should follow the guidelines presented above and are responsible for all aspects of presentation and content, as well as the refereeing procedure and the compilation of an index. Prospective editors of special, subject-oriented volumes of *Hydrobiologia/Developments in Hydrobiology* are encouraged to submit their proposals to the editor-in-chief.

Springer Open Choice

In addition to the normal publication process (whereby an article is submitted to the journal and access to that article is granted to customers who have purchased a subscription), Springer now provides an alternative publishing option: Springer Open Choice. A Springer Open Choice article receives all the benefits of a regular subscription-based article, but in addition is made available publicly through Springer's online platform SpringerLink. To publish via Springer Open Choice, upon acceptance please visit www.springer.com/openchoice to complete the relevant order form and provide the required payment information. Payment must be received in full before publication or articles will publish as regular subscription-model articles. We regret that Springer Open Choice cannot be ordered for published articles.

Additional information

Additional information can be obtained from:

Springer

Hydrobiologia

P.O. Box 17

3300 AA Dordrecht

The Netherlands

Fax: +31-(0)78-6576254

Tel: +31-(0)78-6576244

Editorial assistant: arina.vankerchove@springer.com

Website : <http://www.springer.com> and <http://www.springer.com/prod/s/DIHY>

Apêndice 2

Nota científica aceita para publicação na Revista Brasileira de Biociências

”Crescimento, Produção Primária e Regeneração de *Typha domingensis*

Pers.: Elementos para Avaliação do Uso Sustentável da Espécie”

Crescimento, Produção Primária e Regeneração de *Typha domingensis* Pers.: Elementos para Avaliação do Uso Sustentável da Espécie.

Thiago Cesar Lima Silveira^{1,4}, Gabriela Coelho de Souza^{2,4} e Gilberto Gonçalves Rodrigues³

Introdução

Áreas de banhado são consideradas áreas de proteção permanente, portanto têm uso restrito. No entanto, agricultores tradicionais do Município de Maquiné coletam nestas áreas rametes de *Typha domingensis* Pers., utilizada como matéria prima para confecção de artesanato. Esta atividade consiste em uma importante fonte de complementação de renda para estas comunidades [1].

T. domingensis é uma espécie rizomatosa que forma densos estandes em muitos ecossistemas aquáticos continentais do Brasil [2]. Quando presente, freqüentemente, é uma espécie dominante em comunidades de macrófitas aquáticas [3].

Estandes de *T. domingensis* podem abrigar uma série de organismos. Sua importância nos ecossistemas refere-se a grande quantidade de matéria orgânica produzida pela decomposição, e a participação da maior parte desta biomassa na teia alimentar de detritos [4].

Ciente da importância de *T. domingensis* para o sistema aquático e seu uso por comunidades tradicionais, os objetivos deste trabalho foram: (i) estimar a produção primária da espécie, (ii) determinar a taxa de crescimento em diferentes situações (área de corte e áreas intactas) e (iii) avaliar o possível uso sustentável da espécie para produção de artesanato por comunidades tradicionais do sul do Brasil.

Material e métodos

O estudo foi realizado em um estande com predominância de *T. domingensis* de aproximadamente 0,6 ha. A formação encontra-se na várzea do rio Maquiné (RS) próxima à sede do município. Neste estande são feitos cortes periódicos pelos extrativistas da região.

Para a realização do estudo foram demarcadas no estande oito parcelas de 1m², as quais foram acompanhadas de 13/07 à 17/12 de 2005, com amostragens mensais (n=7). Destas, quatro receberam o tratamento de corte total dos rametes, realizado com facão, a aproximadamente 30 cm do rizoma e as restantes foram mantidas intactas, como controles. Os parâmetros que embasaram o delineamento amostral (locais e técnicas de

coleta, altura do corte, qualidade dos rametes) foram estabelecidos a partir de estudos etnobotânicos prévios.

A estimativa de peso seco foi determinada por regressão linear através da medição e pesagem de 53 indivíduos de diferentes tamanhos. Os valores de peso seco foram obtidos pela pesagem do material vegetal seco em estufa com aeração forçada a 60°C por 120h e os valores logaritimizadas.

A produção primária líquida aérea (PPLA) da espécie foi determinada pela medição da altura (a partir de 20 cm do rizoma) de todos os rametes contidos nas parcelas demarcadas a cada coleta, inclusive os cortados. Para tal, todos os indivíduos foram identificados com etiquetas plásticas numeradas e suas alturas acompanhadas e convertidas em biomassa pelo modelo de regressão estabelecido. Cada novo ramete foi identificado, medido e acompanhado. O cálculo da PPLA foi realizado segundo Esteves [5]. Durante as medições, os rametes foram descritos a partir das características: a) broto, adulto e morto, b) presença ou ausência de inflorescências.

O padrão de crescimento da espécie foi determinado pelo acompanhamento de cinco rametes íntegros em ambos tratamentos. A taxa de crescimento relativo (TCR) para os tratamentos foi estimada segundo Hunt [6].

Ao final do experimento, quatro parcelas de cada tratamento foram coletadas com um quadrado de 0,25 m² para a determinação do peso seco. Foram cortadas a uma altura de aproximadamente 30cm do rizoma, identificadas e acondicionadas em sacos plásticos. Em laboratório, as amostras foram lavadas em água corrente e fracionadas em tecido verde, tecido senescente e inflorescências. Após este procedimento as amostras foram secas pela metodologia descrita anteriormente.

A TCR, biomassa e peso seco das frações de tecido vegetal, para ambos os tratamentos e a cada coleta, foram comparadas ANOVA. As análises foram realizadas no programa R [7].

Resultados e discussão

A TCR (fig. 1A e B) apresentou um padrão

comum para a espécie, apresentando altas taxas de crescimento em rametes pequenos e uma diminuição à medida que vão atingindo alturas maiores. Este perfil também foi observado por Palma-Silva [8] na lagoa Imboassica, RJ. A comparação realizada não detectou diferenças significativas entre as taxas dos rametes dos dois tratamentos. O perfil de crescimento dos rametes jovens nos tratamentos de corte e controle é visualizado na fig. 1B. A análise realizada entre os tratamentos revelou que não houve diferenças significativas, mostrando que o corte não influenciou o crescimento da espécie, bem como na TCR.

A estimativa de peso seco de *T. domingensis* foi definida pelo modelo $y = 0,3133508[-\exp(0,203461x)]$, ($r^2=0,89$). A biomassa contida nas parcelas controle e corte foi estimada pela regressão descrita anteriormente (fig. 1C). Somente apresentaram diferenças significativas, entre controle e tratamento, as coletas de 1 e 26 dias, sendo que as coletas seguintes não apresentaram significância. Entre as amostragens de 26 e 60 dias se observou um decréscimo na biomassa provavelmente devido à estação mais fria do ano. A influência de fatores ambientais pode afetar o balanço entre mortalidade e produtividade, determinando o incremento ou o declínio de estandes de *T. domingensis* [9].

A PPLA foi determinada para os diferentes tratamentos (fig. 4D). A partir dos dados apresentados foi evidente a alta capacidade de regeneração da macrófita.

A tabela 1 apresenta os dados observados sobre as características vegetativas de *T. domingensis* durante a realização do experimento. A altura e biomassa apresentaram diferença significativa nas duas primeiras coletas.

O número de mortos aumentou na segunda coleta devido ao corte, mas a análise não detectou diferença significativa. Em apenas duas coletas (26 e 118 dias) ocorrência de brotos foi significativamente diferente. Os rametes considerados adultos só foram diferentes nas coletas 1 e 26 dias. Esta é uma evidência da alta resiliência da espécie na área de estudo. A alta capacidade regenerativa da espécie foi dada pela presença de inflorescências da macrófita nas últimas datas de coleta, quando não foi detectada diferença entre os tratamentos.

Após 180 dias, quatro unidades amostrais de cada tratamento foram coletadas e o tecido coletado foi fracionado (Tabela 2). A quantidade de tecido verde encontrado entre os tratamentos foi similar e o teste não detectou diferenças significativas. Para as frações de tecido senescente e inflorescências houve valores mais discrepantes, no entanto o teste não

detectou diferenças. A pesagem final das frações de tecido não refletiu os dados da tabela 1 quanto à quantidade de inflorescências.

A qualidade dos ramos é um fator importante para os extrativistas que usam *T. domingensis* para o artesanato. A preferência é dada a rametes verdes e viçosos que possuem uma fibra de melhor qualidade para a confecção de artefatos. Levando em consideração os dados vegetativos (Tabela 1 e 2), considera-se que o corte contribui para uma maior quantidade de fibra adequada para o uso. No entanto, observa-se uma menor quantidade de material senescente nos tratamentos de corte.

A senescência da macrófita é um fator importante no que tange à ciclagem de nutrientes pela decomposição dentro de ecossistemas aquáticos [10]. O principal impacto da coleta nestes ecossistemas é a subtração de biomassa disponível do ciclo de decomposição. No entanto, a resiliência da espécie é alta, ou seja, em áreas cortadas elas se regeneram rapidamente.

O método de coleta de *T. domingensis* realizado pelos extrativistas pode ser considerado sustentável, do ponto de vista da espécie, pois mantém o rizoma intacto permitindo o rebrote. Além disso, a quantidade de inflorescências não é afetada pelo corte (Tabelas 1 e 2), não sendo este o estágio preferencial de coleta dos rametes pelos extrativistas, interferindo pouco na reprodução sexuada da espécie.

Referências

- [1] COELHO DE SOUZA, G. 2003. *Extrativismo em área de reserva da biosfera da Mata Atlântica no Rio Grande do Sul: um estudo etnobiológico em Maquiné*. Tese de Doutorado, Curso de Pós-Graduação em Botânica, UFRGS, Porto Alegre.
- [2] HOEHNE, F.C. 1948. *Plantas Aquáticas*. Secretaria da agricultura, São Paulo, 168p.
- [3] IRGANG, B. E. 1999. *Comunidades de macrófitas aquáticas da planície costeira do Rio Grande do Sul - Brasil: um sistema de classificação*. Tese de Doutorado, Curso de Pós-Graduação em Botânica, UFRGS, Porto Alegre.
- [4] SANTOS, A. M. & ESTEVES, F. A. 2002. Primary production and mortality of *Eleocharis interstincta* in response to water level fluctuations. *Aquatic botany* 74(3): 189-199.
- [5] ESTEVES, F. A. *Fundamentos de Limnologia*. Rio de Janeiro: Interciência/FINEP, 1998. p 335.
- [6] HUNT, R. 1982. *Plant Growth curves*. Edward Arnold, London, 248p.
- [7] R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2006. R: *A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org>.
- [8] PALMA-SILVA, C. 1998. Crescimento e produção de *Typha domingensis* Pers na Lagoa Imboassica. In *Ecologia das Lagoas Costeiras do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba e do município de Macaé (RJ)*. Rio de Janeiro: Nupem – Universidade Federal do Rio de Janeiro, p. 205-220.
- [9] PALMA-SILVA, C; ALBERTONI, F. A. & ESTEVES, F. A. 2005. Clonal growth of *Typha domingensis* Pers., subject to drawdowns and interference of *Eleocharis mutata* (L.) Roem. Et Shult. in a tropical coastal lagoon (Brazil). *Wetlands Ecology and Management* 13: 191-198
- [10] BATTLE, J.M. AND MIHUC, T.B. *Decomposition dynamics of aquatic macrophytes in the lower Achafalaya, a large floodplain river*. *Hydrobiologia* 418: 123-136

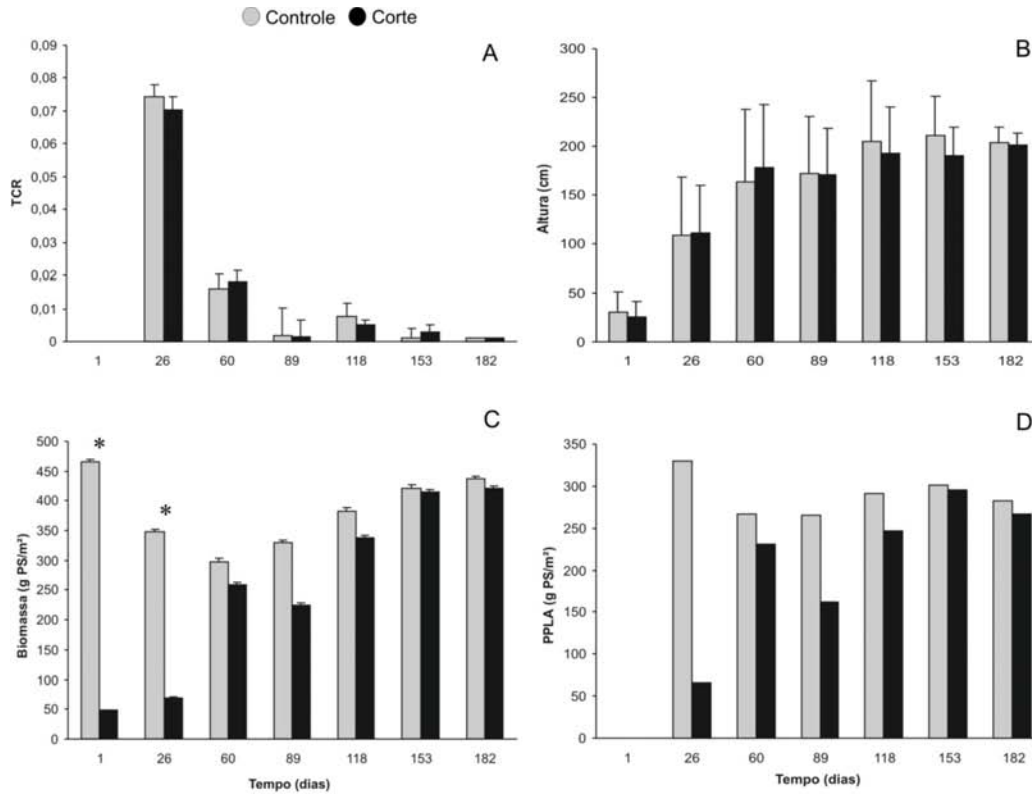


Figura 1: TCR, altura, biomassa e PPLA obtida nos diferentes tratamentos durante as amostragens. Em cinza os controles e em preto o tratamento de corte. A, TCR calculada para os brotos de *T. domingensis* acompanhados nos diferentes tratamentos; B, perfil de crescimento de *T. domingensis* nos diferentes tratamentos; C, biomassa estimada para cada tratamento nas diferentes datas de coleta; D, PPLA calculada para cada tratamento nas diferentes datas de coleta. * Estatisticamente significativo, $p < 0,05$.

Tabela 1: Abundância da classificação de estados vegetativo de *T. domingensis* encontrados nas parcelas acompanhadas nas diferentes datas de coleta. Foram considerados significativos valores de $p < 0,05$.

Coleta	Altura média (cm) ^a		Mortos ^{a,b}		Brotos ^{a,c}		Adultos ^{a,d}		Inflorescências ^a	
	controle	corte	controle	corte	controle	corte	controle	corte	controle	corte
1	204,7	26,1*	0	0	1,7	3	43,7	0*	0	0
26	200,3	86,2*	10	22	3	5*	18,5	5*	0	0
60	164,5	118,3*	8	25	1,5	2,7	16,2	17,5	0	0
89	156,2	121,4	14	14,7*	2,2	1	21,5	15,5	2,2	0*
118	177,0	157,3	5,5	3,2	0,5	1,7*	22,5	23,2	0,2	0
153	183,4	175,1	0,7	0,2	1,2	0,2	29,0	19,0	4,7	5,2
182	192,6	179,2	0,2	0,2	0,7	1	25,75	23,2	8	7,2

a: valores médios; b: rametes predominantemente senescentes e tombados; c: rametes com altura inferior a 80 cm; d: rametes com altura superior a 80 cm.

*: $p < 0,05$.

Tabela 2: Peso em g PS/m² de das diferentes frações *T. domingensis* após a coleta de 182 dias. Entre parênteses o desvio padrão. Foram considerados significativos os valores de $p < 0,05$.

Tratamento	Fração de tecido vegetal (g PS/m ²)		
	Verde	Senescente	Inflorescências
Controle	721 (350,1) n.s.	707 (330,7) n.s.	24(20,6) n.s.
Corte	754 (273,8) n.s.	382 (179,6) n.s.	76(53,7) n.s.

n.s.: não significativo, $p < 0,05$.

Apêndice 3

Capítulo de livro publicado em “COB. (Org.). Plantas do Futuro - Região Sul”, publicação do Ministério do Meio Ambiente.

“JUNCO - *Scirpus californicus* (C.A. Meyer) Steud.”

PORTFÓLIO MMA - JUNCO - *SCIRPUS CALIFORNICUS* (C.A MEYER) STEUD.

Thiago Cesar Lima Silveira¹
Joana Braun Bassi¹
Cristófer Ramos¹
Carolina Michelin Terme¹
Guilherme Fuhr¹
Rumi Regina Kubo¹
Gilberto Gonçalves Rodrigues¹
Ricardo Silva Pereira Mello²
Gabriela Coelho de Souza¹
Bruno Edgar Irgang³

A macrófita aquática *Scirpus californicus* (C. A Meyer) Steud. (sinonímia: *Schoenoplectus californicus* (C. A Meyer) Soják), família Cyperaceae, conhecida popularmente como junco (figura 1), é uma espécie áfila, apresentando bainhas foliares e caule dimórfico (Davidse et al, 1994). Sua principal forma de reprodução é vegetativa, sendo que a propagação se dá pelo crescimento do rizoma, que, dependendo das condições ambientais pode apresentar latência, resistindo por até cinco anos (Rossi & Tur, 1976). Embora a produção de sementes seja abundante a taxa de germinação é baixa.

Esta espécie encontra-se em diferentes gradientes desde solos saturados de água a corpos d'água lênticos como banhados e margens de rios e lagoas (figura 2). É uma espécie de hábito pioneiro, altamente produtivo, que se expande com direção centrífuga a partir do centro, para áreas com coluna d'água de até 4m de altura. Este processo favorece a colmatação, deposição de matéria orgânica e minerais formando um substrato lodoso dos corpos d'água lênticos, sendo um dos fatores determinantes na sucessão de comunidades aquáticas por terrestres (Rossi & Tur, 1976). É bastante tolerante à amplitude da oscilação

¹DESMA. Contatos: www.ufrgs.br/desma; desma.pgdr@yahoo.com.br

²DESMA/PUCRS (Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul). Contato: riquemello@terra.com.br

³Professor da Pós Graduação da Ecologia/UFRGS.

anual do nível da água (Tur & Rossi, 1976) e ao impacto constante da ondulação (Schwarzbold, 1982).

Em função de suas características ecológicas, o junco influencia os processos ecossistêmicos como contentor das margens, grande produtor de biomassa, regulador do regime hídrico e abrigo da fauna (Cabrera, 1968). Sua presença tem grande influência nas áreas de ocorrência, as bordas de corpos d'água lânticos. Estas áreas são caracterizadas como ambientes de terras úmidas, também consideradas zonas de transição (ecótono) entre ambientes aquáticos e terrestres. Por sua grande importância na delimitação entre diferentes ecossistemas, as margens dos corpos d'água são consideradas áreas de preservação permanente (Resolução Conama nº 303, 20/03/2002).

O junco ocorre desde o sul dos Estados Unidos à Patagônia (Tur & Rossi, 1976). No Rio Grande do Sul é bastante comum nas lagoas da Planície Costeira (Würdig & Freitas, 1988; Danilevicz & Irgang, 1990). Nestas áreas o uso do junco para confecção de artesanatos (figura 3 e 4) é uma atividade tradicional bastante difundida que tem grande contribuição na renda das comunidades presentes. Entre as populações tradicionais que utilizam este recurso, destacam-se as agricultoras familiares samambaieiras, que vivem próximas do interior dos vales, no entorno da Reserva Biológica da Serra Geral na região do Litoral Norte (LN), e os pescadores junqueiros, que vivem nas áreas de restingas e florestas paludosas que separam os corpos lacustres da Planície Costeira.

Entre as samambaieiras, extrativistas de samambaia-preta (*Rumohra adiantiformis* (G. Forest.) Ching), há um grupo de artesãs reunidas no Projeto Samambaia-preta Artesanato (PSA)⁴(Coelho de Souza et al., 2003). Essas mulheres são detentoras de um

⁴ O Projeto Samambaia-preta Artesanato é uma iniciativa conjunta entre o grupo de agricultoras familiares artesãs de Maquiné e o DESMA. Seu objetivo é auxiliar no desenvolvimento de alternativas sustentáveis para a diversificação da economia das famílias participantes que tem na extração da samambaia sua principal fonte

importante conhecimento tradicional acerca do artesanato de fibras vegetais da região, onde se destaca o manejo de cipós e macrófitas aquáticas (junco e taboa). Inicialmente, as atividades artesanais tinham como finalidade principal a confecção de objetos cotidianos, tanto de domínio doméstico como de uso agrícola. A partir do surgimento do PSA, os produtos artesanais passaram a ser comercializados em um circuito mais amplo, saindo do município. Com esta finalidade foi estimulada a produção com fim decorativo-utilitário atendendo a uma demanda urbana de busca de contato com o mundo natural (Coelho de Souza et al., 2006).

As comunidades de pescadores junqueiros, localizadas no entorno das lagoas, dependem do extrativismo do junco para complementação de sua renda oriunda da pesca artesanal, que representa cerca de R\$200,00/mês. Segundo os pescadores, além da renda mensal não cobrir as necessidades básicas das famílias, a pesca tem decaído nos últimos anos como consequência dos agrotóxicos provindos das plantações da região da Planície Costeira. Cabe ressaltar que ao longo do verão, há desova de diversas espécies de peixes, sendo este o período de defeso da piracema e, portanto, a atividade pesqueira é proibida (Instrução Normativa MMA nº 44, 27/10/2005).

A coleta é realizada pelos extrativistas em áreas onde o junco ocorre de forma abundante. O corte dos caules aéreos é feito com facão, não acarretando na morte do indivíduo. O junco é coletado, preferencialmente, no verão devido à acessibilidade, quando a profundidade das lagoas é menor. Nesta época, a espécie encontra-se no período pós-frutificação e dispersão das sementes, iniciando o processo de senescência do caule, ao

de renda. O artesanato é confeccionado a partir de fibras vegetais, como palha de bananeira, cipós, taboa, tiririca e junco. Entre as dificuldades de implementação de alternativas que levem à diversificação das atividades econômicas em propriedades rurais, constata-se a questão do escoamento da produção e a falta de meios de comunicação como os fatores de maior dificuldade.

mesmo tempo em que estas apresentam maior produtividade (Haas, 1996). Os extrativistas consideram a fibra coletada no verão de melhor qualidade devido à facilidade de secagem, entre outros fatores.

Em cada coleta realizada, por unidade familiar, são extraídos, em média, sete feixes, o que soma aproximadamente 35kg de planta seca. Segundo os extrativistas, o tempo de crescimento do junco para que retorne ao tamanho original (de corte) leva de cinco meses a um ano, sendo mais recomendável o intervalo de maior espaçamento para a obtenção de uma fibra de melhor qualidade.

O artesanato produzido com os caules de junco se caracteriza pela produção de esteiras (figura 5), utilizadas para diversos fins, entre eles esteira de praia, contentor de dunas, painel decorativo, forro de teto de quiosques de capim-santa-fé (*Panicum prionitis* Ness) e outros estabelecimentos, principalmente ligados à cultura japonesa. Recentemente, tem-se constatado a diversificação dos produtos, tais como jogos-de-mesa (individuais) e bolsas. As esteiras são produzidas e comercializadas na própria residência dos pescadores e agricultores, sendo comumente vendidas para comerciantes de produtos decorativos, que fazem papel de intermediários, ou venda direta ao consumidor. O metro da esteira é vendido de R\$3,00 a R\$4, 00, conforme o valor do fio utilizado para a trama do produto. Além do uso para produção artesanal, o junco tem um excelente potencial no tratamento de despejo de esgoto na área rural, sendo que este sistema foi recentemente incorporado por uma Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) no município de Osório, LN.

Estudos preliminares sobre a cadeia produtiva foram esquematizados na figura 7. A CEASA/RS⁵, comercializa esteiras de junco provenientes do município de Maquiné, sendo revendidas, principalmente, para lojas de artesanato e decoração ou diretamente ao

⁵ Central de Abastecimento do Estado do Rio Grande do Sul.

consumidor. O intermediário paga R\$6,00 o metro da esteira, que é revendido por R\$12,00 no atacado. Segundo informações dos atacadistas, esta espécie não consta na lista de fiscalização da SEMA⁶, não necessitando a apresentação das notas referentes à comercialização dos produtos de junco. A Ceasa também comercializa maços de junco (50 folhas) utilizados principalmente para decoração em floriculturas. Os maços são entregues à Ceasa por R\$ 1,00 e revendidos a R\$2,50 no atacado. O produto é proveniente de São Paulo, intermediado por empresas paulistas.

Desde 2005, o Desma⁷ vem realizando experimentos de avaliação do impacto da coleta de junco através de indicadores biológicos e ecossistêmicos. Neste sentido, está sendo avaliada a variação da estrutura da macrofauna bentônica (larvas de insetos, vermes anelídeos, moluscos, crustáceos, entre outros) associada ao corte do caule do junco e o monitoramento ao longo do processo de regeneração (Silveira *et al.*, 2005). Estes invertebrados bentônicos utilizam os rizomas do junco como estruturador de seu habitat, o qual proporciona abrigo e refúgio contra predadores (Rodrigues, 1996). Além disto, *Scirpus californicus* atua diretamente na ciclagem de nutrientes dos sistemas aquáticos, que por sua vez, a compreensão dos processos de decomposição e a análise das taxas de produtividade primária relatam a dinâmica deste processo (Ramos et al. 2005).

No que tange à sustentabilidade do uso do junco alguns aspectos devem ser considerados. Em relação à importância dos juncais nos ecossistemas, estes se constituem em áreas chave para o desenvolvimento de espécies. Dependendo da magnitude da área de coleta e do manejo realizado (pisoteio), processos ecológicos importantes podem ser comprometidos como o ciclo reprodutivo de peixes. Outro fator a ser considerado consiste na função do junco na estabilidade das margens, que na sua ausência pode influenciar a

⁶ Secretaria Estadual do Meio Ambiente.

⁷ DESMA/PGDR-UFRGS - Núcleo de Estudos em Desenvolvimento Rural Sustentável e Mata Atlântica. Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento Rural. Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

qualidade da água e acarretar em distúrbio nas margens devido ao impacto pela ondulação das águas. Por outro lado, a coleta tradicional caracteriza-se por: a) retiradas que permitem a manutenção do potencial de crescimento vegetativo da espécie, b) ser realizada em áreas restritas a beiras de lagoas, que, por serem continuamente manejadas, podem acrescentar heterogeneidade aos juncais, segundo a teoria do distúrbio intermediário⁸ (Connell, 1978); c) diminuir a velocidade do processo de colmatção dos corpos lacustres, determinando a manutenção da biodiversidade de ambientes aquáticos.

O potencial de uso do junco aliado a fatores econômicos, sociais e ecológicos justificam a realização de pesquisas neste tema para subsidiar o uso sustentável da espécie. Considerando que o junco é uma espécie pioneira, altamente produtiva, de ampla distribuição geográfica e elevada resiliência frente à forma tradicional de coleta, do ponto de vista da manutenção de estoques da espécie (Decreto Federal 750/93) não há indicativo de restrição quanto ao uso. No entanto, para a legalização do manejo sustentado da espécie são necessárias pesquisas integradas no nível de populações, comunidades e ecossistemas, tendo em vista o estabelecimento de indicadores de sustentabilidade para serem incorporados ao monitoramento da atividade.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS:

BARROS, M. Las cyperaceas del estado de Santa Catarina. **Selowia**, n. 12, p. 1-268, 1960.

BRASIL 1993 Decreto-Federal N° 750, de 10 de fevereiro de 1993. Dispõe sobre o corte, a exploração e a supressão de vegetação primária ou nos estágios avançado e médio de regeneração da Mata Atlântica, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília.

⁸ Postula o incremento de diversidade em relação à geração de novos habitats.

BRASIL 2005 Ministério do Meio Ambiente. Instrução Normativa nº 44 de 27/10/05. Fixa o período de defeso da piracema para as bacias hidrográficas e demais coleções de água dos Estados de Santa Catarina e Rio Grande do Sul.

CABRERA, A.L. 1968. Vegetación de la Provincia de Buenos Aires. Pp. 101-120. In: **Flora de la provinciade Buenos Aires**, INTA, Colección Científica, 4(1).

COELHO DE SOUZA, G.P., BRANDÃO, A.C.D., SILVA, F., KUBO, R. Capítulo 9- O projeto Samambaia-preta e a questão do artesanato como alternativa de renda: subsídios para uma reflexão diante das propostas de uso de recursos naturais e desenvolvimento sustentável In: Extrativismo de samambaia-preta no Rio Grande do Sul ed. Porto Alegre: Editora da UFRGS, 2006.

COELHO DE SOUZA, G.; KLEIN, R.; KUBO, R.; RAMOS, C.; SILVEIRA, T.C.L.; BARBOSA, A.F.; TERME, C.; RODRIGUES, G. Aspecto etnoecológico do uso artesanal de macrófitas aquáticas: subsídios para avaliação do impacto do extrativismo no RS. In: X Congresso Brasileiro de Limnologia, 2005, Ilhéus, **Anais da Sociedade Brasileira de Limnologia, CD-ROM**, 2000

COELHO DE SOUZA, G.C., KUBO, R.R, DOURADO, A.C.B., SILVA, F., ELISABETSKY, E. O Projeto Samambaia-preta e a questão do artesanato como alternativa de renda: subsídios para uma reflexão diante das propostas de uso de recursos naturais e desenvolvimento sustentável. In: I SEESUL – **Simpósio de Etnobiologia e Etnoecologia da Região Sul: Aspectos humanos da biodiversidade. Florianópolis, SC.** p. 291-300, 2003.

CONAMA. Resolução nº 303 de 20/03/2002. Dispõe sobre parâmetros, definições e limites de Áreas de Preservação Permanente. **Diário Oficial da União**, Brasília, 2002.

CONNELL, J.H. 1978. Diversity in tropical rainforests and coral reefs. **Science**, 199, 1302-1310.

DANILEVICZ, E. & IRGANG, B. E. Estrutura da comunidade de macrófitas aquáticas da lagoa Emboaba, Tramandaí, RS. In: **Congresso de Limnologia**, 3. Resumos. Porto Alegre, Sociedade Brasileira de Limnologia, p. 349, 1990.

DAVIDSE, G.; SOUZA, S., M.; Chater, A.O. 1994. **Flora Mesoamericana**. Volume 6. Alismataceae a Cyperaceae. Universidad Nacional Autónoma de Mexico. Missouri Botanical Garden. The Nature History Museum (London) 543 p.

HAAS, S. **Variação sazonal da biomassa, composição química e aspectos da dinâmica populacional de *Scirpus californicus* (C.A. Meyer) Steud. na margem nordeste da lagoa Caconde, Osório, RS.** 1996. Porto Alegre, PPG - Ecologia, UFRGS,. 95 p. Dissertação mestrado. 1982. 126 p. : il. 1996.

RAMOS, C; SILVEIRA, T; COELHO DE SOUZA, G.P.; MIELITZ, C.; RODRIGUES, G. Estudo da decomposição de macrófitas aquáticas (*Scirpus californicus* e *Typha domingensis*) em sistemas lênticos In: **XVII Salão de Iniciação Científica anais do XVII Salão de Iniciação Científica., 2005.**

RIO GRANDE DO SUL. Lei 9.519, de 21/01/1992. Institui o Código Florestal do Estado do Rio Grande do Sul e da outras providências. Diário Oficial do Estado do RS, 1992.

RODRIGUES, G.G. **Aspectos estruturais e dinâmicos da macrofauna bentônica da Lagoa Caconde, Osório, RS.** Porto Alegre, PPG-Ecologia, UFRGS. Dissertação de Mestrado, 1996. 210p.

ROSSI, J.B. & TUR, N. M. Autoecologia de *Scirpus californicus* – II – Desarrollo del Rizoma. **Bol. Socied. Arg. Bot.**, v. 17, n. 3-4, p. 280-288, 1976.

SCHWARZBOLD. A. **Influência da morfologia no balanço de substâncias e na distribuição de macrófitos aquáticos nas lagoas costeiras do Rio Grande do Sul.** 1982. Porto Alegre, PPG-Ecologia, UFRGS. Dissertação mestrado, 1982. 95p.

SILVEIRA, T.C.L.; COELHO DE SOUZA, G.P.; RODRIGUES, G.; WÜRDIG, N.L. Avaliação preliminar do impacto ambiental do corte de *Scirpus californicus* em áreas de lagoas costeiras no Rio Grande do Sul através da análise da estrutura da comunidade de macroinvertebrados bentônicos. **In: VII Congresso de Ecologia do Brasil, 2005. Anais do VII Congresso de Ecologia do Brasil, 2005.**

TUR, N.M. & ROSSI, J.B. Autoecologia de *Scirpus californicus* - I – Crecimiento y desarrollo de la parte aerea. **Bol, Socied. Arg. Bot.**, v.17, n. 1-2, p. 73-82, 1976.

WÜRDIG, N.L. & FREITAS, S. M. F. Distribuição espacial e temporal da comunidade de ostracodes na lagoa Emboaba, Rio Grande do Sul, Brasil. **Acta Limnol. Brasil.**, V. 2, p. 677-700, 1988.

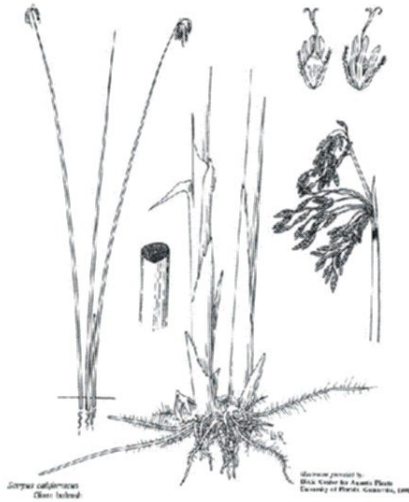


Figura 1 - Desenho esquemático de *Scirpus californicus*(C.AMeyer)Steud.Fonte:aquat1.ifas.ufl.edu/scical.html)



Figura 3- Feixes de junco usados para confecção de esteiras.



Figura 2- Comunidade de macrófitas aquáticas com predomínio de *Scirpus californicus* (C.AMeyer) Steud.



Figura 5- Esteiras confeccionadas com junco.



Figura 4 Pescador junqueiro tramando a espécie para produção da esteira.



Figura 6- Propriedade de pescadores junqueiros na Lagoa da Pinguela.

Figura 7- Estudo preliminar da cadeia produtiva de junco.

